

Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Zakład Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej

Rozprawa doktorska

Wpływ składowisk Zakładów Chemicznych
"Tarnowskie Góry" na stan chemiczny
wód podziemnych w ich rejonie

Grzegorz Gzyl

Prof. dr hab. inż. Jadwiga Szczepańska

Kraków 2007

Podziękowania

Pragnę złożyć najserdeczniejsze podziękowania wszystkim, którzy przyczynili się do powstania tej pracy, a w szczególności:

Pani Profesor Jadwidze Szczepańskiej – za opiekę promotorską, ogromną cierpliwość, wnikliwość oraz za cenne uwagi dotyczące treści pracy

Mojej Żonie Małgorzacie – za pomoc w badaniach terenowych, zbieraniu i przetwarzaniu danych, a także za bezcenną pomoc przy edycji i oprawie graficznej pracy

Pracownikom ZCh. „Tarnowskie Góry” w likwidacji, a zwłaszcza Pani mgr inż. Reginie Domagale oraz Panu mgr Tomaszowi Pecka – za poświęcony czas i nieocenioną pomoc w korzystaniu z archiwum Zakładów

Panu Doktorowi Adamowi Frolikowi – za nieustającą przychylność oraz za cenne rady i wskazówki

*Dziękuję wszystkim raz jeszcze,
Grzegorz Gzyl*

Spis treści

1. Wprowadzenie.....	10
2. Charakterystyka rejonu badań.....	14
2.1. Położenie geograficzne.....	14
2.2. Budowa geologiczna.....	15
2.3. Warunki hydrogeologiczne	20
2.3.1. Piętro wodonośne czwartorzędu.....	21
2.3.2. Piętro wodonośne triasu.....	22
3. Charakterystyka składowisk byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” jako ogniska zanieczyszczenia wód podziemnych.....	29
3.1. Składowiska odpadów powstałe do 1995 roku.....	29
3.2. Centralne składowisko odpadów.....	34
4. Monitoring wód podziemnych w rejonie byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”.....	37
4.1 Charakterystyczne fazy rozwoju sieci LMWP.....	37
4.2 Reprezentatywność sieci LMWP.....	41
4.3 Reprezentatywność przestrzenna sieci LMWP.....	43
4.3.1. Wyznaczenie wskaźnika reprezentatywności sieci LMWP	44
4.3.2. Geostatystyczna analiza istotności punktów sieci LMWP	46
4.3.3. Optymalizacja gęstości punktów monitoringowych tworzących sieć LMWP.....	49
4.4 Minimalna zalecana częstotliwość opróbowania zapewniająca reprezentatywność czasową.....	52
4.5 Ocena precyzji oznaczeń składników chemicznych - analiza wariancji.....	54
5. Charakterystyka zmienności zanieczyszczeń w wodach podziemnych w rejonie składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”	60
5.1. Zmienność przestrzenna wybranych wskaźników zanieczyszczeń.....	60
5.2. Zmienność czasowa wybranych wskaźników zanieczyszczeń	81
5.3. Charakterystyka tła hydrogeochemicznego	89
6. Ocena stanu chemicznego wód podziemnych	94
6.1 Ocena punktowa.....	94
6.2. Ocena obszarowa.....	95
7. Modele krążenia wód podziemnych w rejonie Tarnowskich Gór	100
7.1. Model koncepcyjny	103
7.2. Model matematyczny subregionalny.....	105
7.2.1 Granice i obszar modelu.....	105
7.2.2. Warunki brzegowe.....	106
7.2.3. Parametry modelu.....	109
7.2.4 Kalibracja modelu.....	115
7.3. Model matematyczny lokalny.....	122
7.3.1. Obszar i granice modelu.....	122
7.3.3. Parametry modelu oraz jego kalibracja.....	125
7.4. Zasięg przestrzenny strefy odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”.....	131
7.5 Modelowanie transportu zanieczyszczeń.....	138
8. Podsumowanie i wnioski.....	149
Literatura.....	154

Spis rysunków

Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań na tle jednostek geograficznych.....	14
Rys. 2. Szkic geologiczny odkryty obszaru badań.....	16
Rys. 3. Szkic geologiczny utworów powierzchniowych obszaru badań.....	19
Rys. 4. Schematyczne przekroje geologiczne przez obszar badań.....	20
Rys. 5. Schematyczne przekroje hydrogeologiczne przez obszar badań.....	22
Rys.6. Lokalizacja obszaru badań na tle mapy GZWP.....	23
Rys. 7. Hydroizohipsy triasowego piętra wodonośnego; stan na rok 1990.....	26
Rys. 8. Hydroizohipsy triasowego piętra wodonośnego w roku 2003.....	27
Rys. 9. Zwierciadło wód podziemnych poziomu czwartorzędowego i triasowego według własnych pomiarów terenowych przeprowadzonych w październiku 2004 r. oraz danych uzyskanych od użytkowników studni.....	28
Rys. 10. Składowiska odpadów byłych ZCh „Tarnowskie Góry” w momencie likwidacji zakładów w 1995 r.....	30
Rys. 11. Składowiska odpadów byłych ZCh „Tarnowskie Góry” w roku 2004 r.	34
Rys. 12. Schematyczny przekrój przez centralne składowisko odpadów.....	35
Rys. 13. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1990.....	38
Rys. 14. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1995.....	39
Rys. 15. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1999	39
Rys. 16. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 2004.....	40
Rys. 17. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan docelowy po zamknięciu CSO.....	41
Rys. 18. Obszar badań oraz zasięg składowisk b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” na tle mapy jednolitych części wód podziemnych (GWB) wyznaczonych przez PIG.....	45
Rys. 19. Wyznaczanie wskaźnika reprezentatywności za pomocą programu GWStat – przykładowe zrzuty ekranu dla roku 2004.....	45
Rys. 20. Trójkąt Delaunay do obliczenia współczynnika SF dla nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP.....	50
Rys. 21. Statystyczna istotność nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP – piętro czwartorzędowe.....	51
Rys. 22. Statystyczna istotność nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP – piętro triasowe...51	
Rys. 23. Wykresy korelacji stężeń wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych – piętro czwartorzędowe.....	55
Rys. 24. Wykresy korelacji stężeń wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych – piętro triasowe.....	56

Rys. 25. Mapa izolinii rozkładu stężeń baru w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	62
Rys. 26. Mapa izolinii rozkładu stężeń boru w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	63
Rys. 27. Mapa izolinii rozkładu stężeń strontu w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	64
Rys. 28. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	65
Rys. 29. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	66
Rys. 30. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	67
Rys. 31. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	68
Rys. 32. Mapa izolinii rozkładu stężeń baru w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	70
Rys. 33. Mapa izolinii rozkładu stężeń boru w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	71
Rys. 34. Mapa izolinii rozkładu stężeń strontu w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	72
Rys. 35. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra triasowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	73
Rys. 36. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra triasowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	74
Rys. 37. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra triasowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	75
Rys. 38. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra triasowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”.....	76
Rys. 39. Zmienność zanieczyszczenia w układzie czasowym dla wybranych punktów LMWP piętra czwartorzędowego.....	83
Rys. 40. Trendy zmienności czasowej wyznaczone za pomocą programu GWstat.....	84
Rys. 41. Zmienność zanieczyszczenia w układzie czasowym dla wybranych punktów LMWP piętra triasowego.....	86
Rys. 42. Trendy zmienności czasowej wyznaczone za pomocą programu GWstat.....	87
Rys. 43. Tło hydrogeochemiczne wód podziemnych piętra czwartorzędowego wyznaczone na podstawie danych z sieci LMWP.....	92

Rys. 44. Tło hydrogeochemiczne wód podziemnych piętra triasowego wyznaczone na podstawie danych z sieci LMWP.....	93
Rys. 45. Stan chemiczny wód podziemnych piętra czwartorzędowego w latach 1995, 1999 i 2004 na podstawie wyników LMWP byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Ocena punktowa i obszarowa.....	97
Rys. 46. Stan chemiczny wód podziemnych piętra triasowego w latach 1995, 1999 i 2004 na podstawie wyników LMWP byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Ocena punktowa i obszarowa.....	98
Rys. 47. Zasięg modelu matematycznego na tle zasięgów dotychczasowych modeli.....	101
Rys. 48. Schematyczny model koncepcyjny obszaru badań.....	104
Rys. 49. Warunki brzegowe modelu subregionalnego – warstwa pierwsza.....	107
Rys. 50. Warunki brzegowe modelu subregionalnego – warstwa druga.....	108
Rys. 51. Zmienność zasilania infiltracyjnego po kalibracji modelu subregionalnego.....	110
Rys. 52. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu subregionalnego – warstwa 1...112	
Rys. 53. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu subregionalnego – warstwa 2...113	
Rys. 54. Zmienność współczynnika przesączania po kalibracji modelu subregionalnego.....	114
Rys. 55. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy pierwszej – wynik badań modelowych.....	118
Rys. 56. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy drugiej – wynik badań modelowych.....	119
Rys. 57. Korelacja zwierciadła wody obliczonego na modelu ze zwierciadłem obserwowanym w terenie w październiku 2004.....	120
Rys. 58. Zwierciadło wód podziemnych poziomu czwartorzędowego i triasowego na obszarze modelu lokalnego według pomiarów terenowych przeprowadzonych w październiku 2004 r.....	123
Rys. 59. Warunki brzegowe modelu lokalnego – warstwa pierwsza.....	124
Rys. 60. Warunki brzegowe modelu lokalnego – warstwa druga.....	125
Rys. 61. Zmienność zasilania infiltracyjnego po kalibracji modelu lokalnego.....	126
Rys. 62. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu lokalnego – warstwa pierwsza.....	126
Rys. 63. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu lokalnego – warstwa druga.....	127
Rys. 64. Zmienność współczynnika przesączania pionowego po kalibracji modelu lokalnego.....	127
Rys. 65. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy 1 modelu lokalnego. Wynik badań modelowych – stan na październik 2004 r.....	128
Rys. 66. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy 2 modelu lokalnego. Wynik badań modelowych – stan na październik 2004 r.....	129
Rys. 67. Korelacja zwierciadła wody obliczonego na modelu lokalnym ze zwierciadłem obserwowanym w terenie w październiku 2004.....	129
Rys. 68. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, wariant podstawowy modelu subregionalnego, warstwa druga – stan na październik 2004 r.....	132

Rys. 69. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; wariant B modelu subregionlanego (hipotetyczny, z wyłączonymi ujęciami studziennymi), warstwa druga..	134
Rys. 70. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” ; wariant C modelu subregionlanego (hipotetyczny, z wyłączonymi ujęciami studziennymi oraz sztolniami), warstwa druga.....	135
Rys. 71. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” - warstwa pierwsza modelu lokalnego. Stan na październik 2004r.....	137
Rys. 72. Strefa potencjalnego spływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” - warstwa druga modelu lokalnego. Stan na październik 2004r.....	137
Rys. 73. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 25 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	142
Rys. 74. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 50 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	142
Rys. 75. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 100 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	143
Rys. 76. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 150 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	143
Rys. 77. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 25 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	144
Rys. 78. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 50 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	145
Rys. 79. Prognozowane stężenie boru dla ujęcia Opolska wg badań modelowych.....	146
Rys. 80. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 100 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	146
Rys. 81. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 150 lat – wynik symulacji prognostycznych.....	147

Spis tabel

Tabela 1. Dopuszczalne graniczne wartości wymywania arsenu dla poszczególnych typów odpadów.....	34
Tabela 2. Rozwój sieci LMWP wokół składowisk byłych Zakładów Chemicznych "Tarnowskie Góry".....	38
Tabela 3. Wskaźnik reprezentatywności sieci LMWP b. ZCh „Tarnowskie Góry”.....	46
Tabela 4. Statystyczna istotność punktu LMWP w zależności od wartości współczynnika SF	47
Tabela 5. Wartości współczynnika SF dla poszczególnych punktów sieci LMWP b. ZCh. „Tarnowskie Góry” obliczone przy pomocy programu MAROS. Piętro czwartorzędowe.....	48
Tabela 6. Wartości współczynnika SF dla poszczególnych punktów sieci LMWP b. ZCh. „Tarnowskie Góry” obliczone przy pomocy programu MAROS. Piętro triasowe.....	48
Tabela 7. Średni współczynnik SF obliczony dla sieci LMWP b. ZCh „Tarnowskie Góry”.....	49
Tabela 8. Sugerowane minimalne częstotliwości opróbowania punktów sieci LMWP ujmujących czwartorzędowe piętro wodonośne pod kątem wybranych wskaźników zanieczyszczenia wyliczone programem MAROS zgodnie z procedurami stosowanymi w USA.....	53
Tabela 9. Sugerowane minimalne częstotliwości opróbowania punktów sieci LMWP ujmujących triasowe piętro wodonośne pod kątem wybranych wskaźników zanieczyszczenia wyliczone programem MAROS zgodnie z procedurami stosowanymi w USA	53
Tabela 10. Przybliżona częstotliwość opróbowania wód podziemnych (w miesiącach) oparta na przesłankach hydrogeologicznych zależnie od głębokości opróbowania oraz szybkości przepływu wód.....	54
Tabela 11. Stężenia wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych w latach 2000-2003; sieć LMWP, piętro czwartorzędowe (mat. arch. b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”).....	57
Tabela 12. Stężenia wskaźników w próbkach normalnych i dublowanych; sieć LMWP, piętro triasowe.....	58
Tabela 13. Wyniki analizy wariancji- piętro czwartorzędowe.....	58
Tabela 14. Wyniki analizy wariancji- piętro triasowe.....	59
Tabela 15. Wartości graniczne poszczególnych klas jakości wód podziemnych.....	61
Tabela 16. Macierz decyzyjna dla określenia typu trendu na podstawie testu Manna-Kendalla.....	78
Tabela 17. Wyniki analizy trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia obliczone za pomocą programu MAROS.....	80
Tabela 18. Wyniki analizy trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia obliczone za pomocą programu MAROS	81

Tabela 19. Tło hydrogeochemiczne wyznaczone na podstawie archiwalnych danych zgromadzonych przez b.Z.Ch. „Tarnowskie Góry” od momentu powstania sieci LMWP w roku 1990.....	90
Tabela 20. Studnie eksploatowane na obszarze badań modelowych. Stan na 2004 r.....	108
Tabela 21. Zmienność współczynnika filtracji [m/s] na obszarze badań na podstawie danych z bazy HYDRO.....	111
Tabela 22. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego.....	120
Tabela 23. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 1 modelu subregionalnego.....	121
Tabela 24. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 2 modelu subregionalnego.....	122
Tabela 25. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu lokalnego.....	130
Tabela 26. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 1 modelu lokalnego.....	131
Tabela 27. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 2 modelu lokalnego.....	131
Tabela 28. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego – wariant B.....	134
Tabela 29. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego – wariant C.....	136
Tabela 30. Zestawienie przyjętych parametrów modelu transportu zanieczyszczeń w programie MT3D.....	140

1. Wprowadzenie

Byłe Zakłady Chemiczne (ZCh) „Tarnowskie Góry” są zlokalizowane na terenie, na którym od XVII wieku rozwijał się przemysł hutniczy (srebra, cynku i żelaza), a następnie papierniczy (na przełomie XIX i XX wieku) i wreszcie chemiczny (w XX wieku). Efektem tej działalności jest ponad 1,7 mln ton niebezpiecznych odpadów zdeponowanych na składowiskach o powierzchni około 34 ha (Rubin, 1999). Brak jakiejkolwiek izolacji w podłożu tych składowisk powodował łatwe przedostawanie się zanieczyszczeń poprzez strefę aeracji do wód podziemnych. Proces migracji zanieczyszczeń w wodach podziemnych monitorowany jest od roku 1990. Jednak zanieczyszczanie środowiska wodno-gruntowego postępowało już od momentu rozpoczęcia działalności b.ZCh „Tarnowskie Góry” w roku 1921. Zakłady postawiono w stan likwidacji z dniem 1 lipca 1995 roku. Obecnie trwa przenoszenie zgromadzonych odpadów na nowe centralne składowisko, którego budowę rozpoczęto w roku 2000. Składowisko to zaprojektowano zgodnie z ówczesnymi wymogami dla składowisk odpadów niebezpiecznych (Dz.U. 1998 nr 145 poz. 942; obecnie obowiązuje Rozporządzenie: Dz.U. 2003 nr 61 poz. 549). Do końca 2005 r. unieszkodliwiono około 900 000 m³ odpadów; pozostałe prace od początku 2006 roku są praktycznie wstrzymane ze względu na problemy z finansowaniem inwestycji.

Problem składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” jest niezwykle istotny z punktu widzenia ochrony zasobów wodnych jak i gospodarki odpadami w skali województwa śląskiego. Województwo śląskie jest regionem o największej ilości nagromadzonych odpadów w Polsce. Chociaż w skali województwa największą ilość stanowią zwałowiska odpadów górniczych, to jednak jak wynika z analiz wpływu tego typu zwałowisk na wody podziemne (Szczepańska i Twardowska, 2004a), charakterystyczne w tym przypadku jest zanieczyszczenie wód chlorkami, siarczanami, czy związkami żelaza i manganu. Są to substancje raczej o niskiej toksyczności; w przypadku żelaza i manganu ich wartości normatywne dla wód pitnych (Dz.U. 2007 nr 61 poz. 417) wynikają raczej z negatywnego wpływu na barwę i mętność wody, niż zagrożenia dla zdrowia potencjalnych konsumentów wody. Zanieczyszczenie wód podziemnych toksycznymi metalami ciężkimi pochodzącymi ze składowisk odpadów górniczych jest zjawiskiem znacznie rzadszym. Natomiast typowe dla składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” takie zanieczyszczenia jak bar, bor i stront charakteryzują się (wg bazy danych Agencji Ochrony Środowiska USA: <http://www.epa.gov/iris>) w większości znaczną toksycznością. Wadze problemu towarzyszy rzadko spotykana komplikacja zarówno lokalnych jak i regionalnych warunków hydrogeologicznych. Kierunek spływu wód

podziemnych jest niejednoznaczny zarówno w skali lokalnej (w czwartorzędowym poziomie wodonośnym), jak i w skali regionalnej, gdyż b. ZCh „Tarnowskie Góry” są zlokalizowane w strefie pogranicza dwóch triasowych Głównych Zbiorników Wód Podziemnych: GZWP 327 Lubliniec-Myszków oraz GZWP 330 Gliwice (Kleczkowski, *red.*, 1990). Stąd też problem wpływu składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” na jakość wód podziemnych jest wymieniany w dokumentach z zakresu polityki ekologicznej województwa śląskiego jako niezwykle istotny. Sporządzony w oparciu o Politykę Ekologiczną Państwa (Rada Ministrów, 2000; 2002) Program Ochrony Środowiska Województwa Śląskiego do 2004 roku oraz cele długoterminowe do roku 2015 wymienia wśród priorytetów polityki ekologicznej m. in. (Sejmik Województwa Śląskiego, 2002):

- Likwidację zagrożeń powodowanych zdeponowaniem w środowisku niebezpiecznych odpadów, w pierwszej kolejności składowanych przez zakłady likwidowane (np. Zakłady Chemiczne w Tarnowskich Górach)
- Ograniczenie wpływu antropopresji na jakość wód podziemnych ujmowanych na potrzeby ludności poprzez likwidację zagrożenia powodowanego przez składowiska odpadów niebezpiecznych poprzez zastosowanie właściwych zabezpieczeń istniejących składowisk ZCh "Tarnowskie Góry".

W Strategii Rozwoju Województwa Śląskiego na lata 2000-2015 składowiska ZCh "Tarnowskie Góry" uznaje się za stanowiące największe zagrożenie dla środowiska wśród składowisk odpadów niebezpiecznych (Sejmik Województwa Śląskiego, 2000). Jednocześnie podkreślane jest zagrożenie, jakie stanowią one dla zasobów triasowych zbiorników wód podziemnych, będących źródłem wody pitnej dla około jednej trzeciej aglomeracji Górnośląskiej. Należy wspomnieć również, że odwrócenie trendów wzrostowych wskaźników chemicznych wód podziemnych jest jednym z celów Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej (RDW, 2000) oraz Dyrektywy „córkę” dotyczącej ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem (DWP, 2006).

Złożoność zagadnienia wpływu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” na wody podziemne spowodowała, że zrealizowano już na ten temat wiele badań, których wyniki opublikowano w czasopiśmie naukowych (m.in.: Rubin i Witkowski, 2003; Witkowski i in., 2003; Rubin i Samborska, 2005; Witkowski i in., 2005). W latach 2001-2004 był realizowany międzynarodowy projekt finansowany z 5 Ramowego Programu Badań i Prezentacji Unii Europejskiej WELCOME – „Opracowanie systemu zintegrowanego zarządzania w celu zapobiegania i zmniejszania zanieczyszczenia zasobów wodnych na dużych zdegradowanych

obszarach przemysłowych” (Szdziej, 2004). Projekt ten skupiał się głównie na wypracowaniu systemu zarządzania dużymi obszarami przemysłowymi Europy, a jednym z poligonów badawczych były również b. ZCh „Tarnowskie Góry” (Malina i in., 2005). Ponadto, od roku 1990 prowadzony jest lokalny monitoring wód podziemnych (LMWP), którego wyniki są raportowane na bieżąco.

Pomimo stosunkowo dużej ilości istniejących i wciąż powstających opracowań i projektów badawczych dla tego rejonu, podjęto tematykę dotyczącą wpływu składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” na stan chemiczny wód podziemnych. O wyborze tego rejonu zdecydowały dwa elementy:

- Aspekt poznawczy: rejon b. ZCh „Tarnowskie Góry” jest jednym z lepiej rozpoznanych obszarów pod względem hydrogeochemicznym z uwagi na prowadzony w tym rejonie od roku 1990 lokalny monitoring jakości wód podziemnych, ale zarazem rejonem niezwykle skomplikowanym i różnorodnym pod względem warunków hydrogeologicznych oraz zanieczyszczenia wód podziemnych.
- Istotność problemu: prognozowanie wpływu składowisk b. ZCh na wody podziemne ma istotny aspekt praktyczny. Zasoby wód pitnych triasowych GZWP są bowiem podstawą zaopatrzenia w wodę kilku dużych miast Aglomeracji Śląskiej (przede wszystkim: Gliwic, Tarnowskich Gór, Zabrze, Bytomia) oraz szeregu mniejszych miast i gmin.

Należy również podkreślić, że zgodnie z art. 4. Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (RDW, 2000) kraje członkowskie, w tym Polska, mają czas do roku 2015 aby osiągnąć dobry stan wód podziemnych. Termin ten może zostać przedłużony tylko w przypadku, gdy nie zachodzi dalsze pogarszanie się stanu wód. Uznano więc za zasadne przeprowadzenie długookresowych prognoz zmian jakości wód podziemnych w rejonie b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”

Aby zrealizować powyższe cele pracy:

- Przeprowadzono kompleksową analizę zmienności parametrów chemicznych wód podziemnych w rejonie byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w oparciu o dane z monitoringu lokalnego wód podziemnych. Na ocenę tę składały się: ocena reprezentatywności przestrzennej sieci LMWP, ocena stopnia wiarygodności danych hydrogeochemicznych (analiza wariancji), charakterystyka zmian jakości wód podziemnych w układzie czasowym i przestrzennym, charakterystyka tła hydrogeochemicznego oraz ocena stanu chemicznego wód podziemnych (punktowa

i obszarowa) zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi (RDW, 2000; DWP, 2006; Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r)

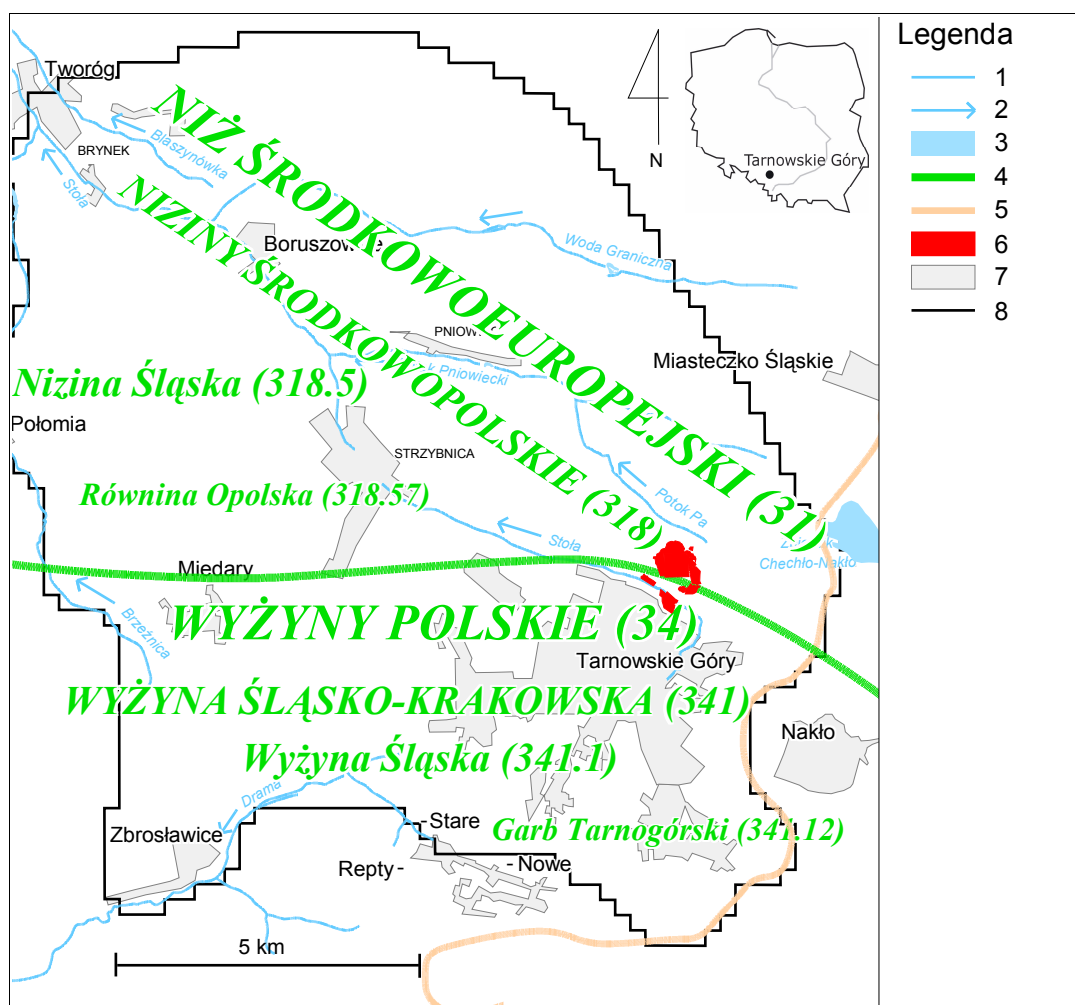
- Skonstruowano autorskie modele matematyczne przepływu wód podziemnych oraz transportu zanieczyszczeń w rejonie b. ZCh „Tarnowskie Góry”. Modele przepływu wykalibrowano na rok 2004, bowiem w październiku tego roku przeprowadzono własne badania terenowe położenia zwierciadła wód podziemnych oraz przepływów wód w ciekach powierzchniowych. Również w roku 2004 sieć LMWP obejmowała największą ilość punktów. Na podstawie skonstruowanych modeli wyznaczono zasięg długoterminowego oddziaływania składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry” oraz przeprowadzono prognozy zmian jakości wód podziemnych w perspektywie 25, 50, 100 i 150 lat. W procesie modelowania wykorzystano programy MODFLOW-96 (Harbaugh i Mc Donald, 1996a,b), PMPATH (Chiang i Kinzelbach, 2001), oraz MT3D (Zheng, 1990; Zheng i Wang, 1998,1999), korzystając z ułatwień interfejsu graficznego PMWIN 5.0 (Chiang i Kinzelbach, 2001) bazującego na wymienionych programach.

Wyniki niniejszej pracy, poza aspektem poznawczym, mogą być przydatne zarówno dla Zakładów Chemicznych w likwidacji, samorządów lokalnych, które wkrótce przejmą zarządzanie terenem byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, jak również dla użytkowników ujęć wód podziemnych (głównie PWiK w Tarnowskich Górach), a także dla RZGW Wrocław i RZGW Gliwice, odpowiedzialnych za 2 triasowe GZWP: 327 Lubliniec – Myszków oraz 330 Gliwice.

2. Charakterystyka regionu badań

2.1. Położenie geograficzne

Według podziału geograficznego Polski (Kondracki, 2000) region badań leży na skraju dwóch jednostek fizyczno-geograficznych (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań na tle jednostek geograficznych (wg: Kondracki, 2000). 1 – rzeki; 2 – kierunki przepływu wód powierzchniowych; 3 – zbiorniki wód powierzchniowych; 4 – granice jednostek geograficznych; 5 – dział wód powierzchniowych Odra/Wisła; 6 – obszar składowisk; 7 – zabudowa; 8 – granica obszaru badań modelowych.

Część północna leży w obrębie mezoregionu Równiny Opolskiej (318.57), wchodzącej w skład makroregionu Niziny Śląskiej (318.5), podprovincji Nizin Środkowopolskich (318) oraz prowincji Nizu Środkowoeuropejskiego (31). Natomiast część południowa regionu badań leży w obrębie mezoregionu Garbu Tarnogórskiego (341.12), wchodzącego w skład makroregionu Wyżyny Śląskiej (341.1), podprovincji Wyżyny Śląsko-Krakowskiej (341) oraz prowincji Wyżyn Polskich (34).

Głównymi ciekami powierzchniowymi na analizowanym obszarze są rzeki: Stoła (lewobrzeżny dopływ Małej Panwi) oraz Drama (prawobrzeżny dopływ Kłodnicy). Zarówno Mała Panew jak i Kłodnica są prawobrzeżnymi dopływami Odry, więc niemal cały rejon badań należy do dorzecza tej rzeki. Wyjątkiem są niewielkie fragmenty wzdłuż południowej i południowo – wschodniej granicy, należące do dorzecza Wisły.

Średnia temperatura z wielolecia pomierzona przez stację IMGW w Świerklańcu wynosi 7,5°C, przy średniej -1°C dla okresu zimowego i 14°C dla okresu letniego. Dominującymi kierunkami wiatrów są: północno-zachodni w okresie letnim i południowo zachodni w okresie zimowym. Średni roczny opad wynosi 707 mm przy wahaniami od 531 do 935 mm; średni opad w półroczu zimowym wynosi 240 mm i jest niemal dwukrotnie niższy niż średni opad w półroczu letnim, który wynosi 467 mm. W ciągu roku notuje się 140 -160 dni, w których opad przewyższa 0,1 mm. Średnia roczna ewapotranspiracja wynosi 520 mm, z czego 400 mm przypada na półrocze letnie, zaś 120 mm – na zimowe (Korczyński i in., 2003). Badania terenowe prowadzone w latach dziewięćdziesiątych przez Rubin (1999) w stacji meteorologicznej zlokalizowanej na terenie b. ZCh „Tarnowskie Góry” dowiodły, że nie ma większych rozbieżności pomiędzy miesięcznymi sumami opadów na terenie Zakładów a pomierzonymi w stacji IMGW w Świerklańcu.

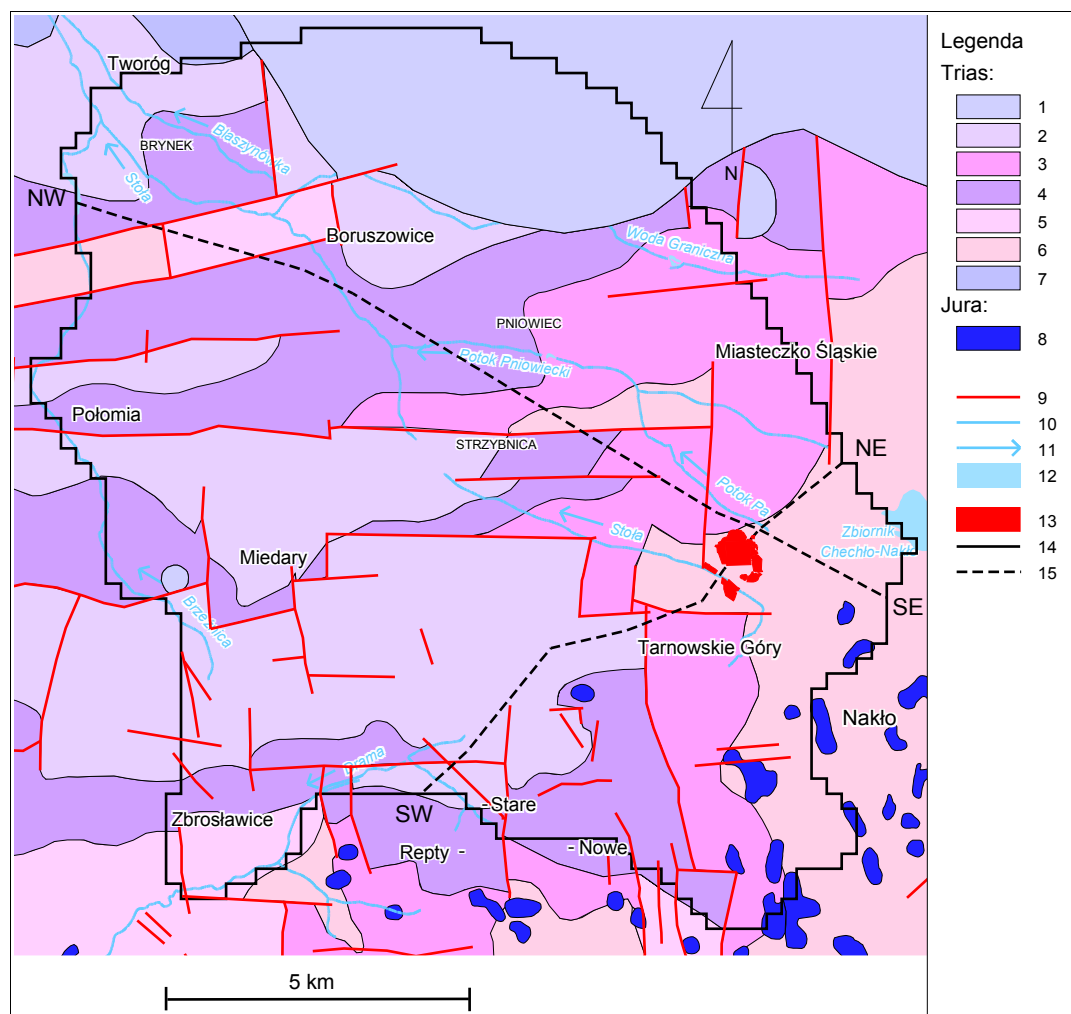
Od lutego 2002 roku na terenie oczyszczalni ścieków ZCh „Tarnowskie Góry” w likwidacji monitorowana jest ilość oraz jakość opadów atmosferycznych; wahania średniego rocznego opadu mieściły się w ramach wyżej wspomnianych danych IMGW w Świerklańcu. Średni opad w latach 2002 – 2005 wyniósł 667,9 mm/rok. (Drobnik, 2003; Dutkowiak i in., 2004 i 2005)

2.2. Budowa geologiczna

Obszar badań znajduje się w obrębie monokliny śląsko-krakowskiej w strefie północnego obrzeżenia Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. W podłożu paleozoicznym monokliny występują silnie sfałdowane i zuskokowane utwory syluru dewonu i karbonu; osady permu występują w tektonicznych obniżeniach starszego podłoża (Jura, 2001).

Osady triasu w facji śląskiej w rejonie Tarnowskich Gór tworzą zwartą pokrywę (rys. 2) i reprezentowane są przez pstry piaskowiec (trias dolny) oraz wapień muszlowy (trias środkowy).

Lądowe i transgresyjne osady dolnego i środkowego pstręgo piaskowca (warstwy świerklanieckie) są wykształcone przeważnie jako słabo związane zlepieńce i piaskowce, piaski oraz mułowce i iłowce. Miąższość warstw świerklanieckich zależy przede wszystkim od ukształtowania ich podłoża, zwykle jednak mieści się w przedziale od kilku do 25 m (Wyczółkowski, 1982). Warstwy te występują na powierzchni na wschód od omawianego obszaru; w rejonie Tarnowskich Gór zalegają na głębokości 130-170 m (Kotlicki, 1977).



Rys. 2. Szkic geologiczny odkryty obszaru badań (wg: Kotlicki, 1977). 1- iłowce pstrę z brekcją lisowską-ret; 2 - łupki, dolomity, wapień i piaskowce warstw rybniańskich, boruszowicki i miedarskich-wapień muszlowy; 3 - dolomity epigenetyczne-kruszczone-wapień muszlowy; 4 - dolomity warstw jemielnickich oraz dolomity margliste, miejscami z ewaporatami, warstw tarnowickich – wapień muszlowy; 5 - wapień i margle warstw gorążdzańskich, terebratulowych i karchowickich – wapień muszlowy; 6- wapień, margle i dolomity warstw błotnickich i gogolińskich – wapień muszlowy; 7 - iłowce i margle z ewaporatami, piaskowce, mułowce i dolomity – ret; 8 - żwiry, zlepieńce, piaski, ropy i gliny ogniotrwałe-jura.; 9 – uskoki; 10 – rzeki; 11 – kierunek przepływu wód powierzchniowych; 12 – powierzchniowe zbiorniki wodne; 13 – obszar składowisk; 14 – granica obszaru badań modelowych; 15 – linie przekrojów geologicznych (rys. 4).

Morskie osady górnego pstręgo piaskowca (ret) charakteryzują się bardzo dużą zmiennością litologiczną – facjalną. W ich spągu dominują margle dolomityczne z przewarstwieniami mułowców i iłowców. Część środkową i górną stanowią głównie gruboławicowe dolomity i wapień komórkowe. Wychodnie retu występują na wschód od omawianego obszaru, zaś

w rejonie Tarnowskich Gór utwory te zalegają na głębokości około 120m (Korcz i in., 2003) i osiągają miąższość około 20-50 m. Zalegające na nich utwory wapienia muszlowego dochodzą do 160 m miąższości (Jura, 2001); są one zapisem sedymentacji biogenicznej i chemicznej w środowisku lagunowym (Senkowiczowa, 1997). Wapień muszlowy na omawianym obszarze reprezentowany jest przez:

- cienkopłytowe wapienie oraz wapienie margliste i margle warstw gogolińskich;
- wapienie detrytyczne i krystaliczne warstw górażdzańskich, terebratulowych i karchowickich;
- dolomity kruszczońskie pochodzenia metasomatycznego i hydrotermalnego często okruszczowane rudami cynku i ołowiu;
- dolomity diploporowe wykształcone jako gruboławicowe dolomity oolitowe i organodetrytyczne, sporadycznie zawierające wkładki margli;
- warstwy tarnowickie reprezentowane przez płytkowe dolomity margliste;
- warstwy boruszowickie wykształcone w spąg w postaci margli przechodzących ku stropowi w łupki ilaste z wkładkami piaskowców.

Nawrocki i Szulc (2000) uściślili korelację jednostek litostratygraficznych triasu śląskiego z aktualnie obowiązującymi w światowej stratygrafii znormalizowanymi jednostkami chronostratygraficznymi. Opierając się na własnych badaniach magnetostratygraficznych, analizie sekwencji depozycyjnych (Szulc, 1999) oraz badaniach magneto- i biostratygraficznych triasu tetydzkiego (Muttoni i in., 1998), autorzy stwierdzili, co następuje:

- Ret w facji triasu śląskiego mieści się w całości w jednostce chronostratygraficznej oleneku (górna część triasu dolnego).
- Wapień muszlowy dolny w facji triasu śląskiego (warstwy gogolińskie, górażdzańskie, terebratulowe i karchowickie, wśród których występują dolomity kruszczońskie) odpowiada najwyższej części oleneku oraz dolnemu anizykowi (dolna część triasu środkowego).
- Wapień muszlowy środkowy w facji triasu śląskiego (dolomity diploporowe oraz warstwy tarnowickie) koreluje się z górnym anizykiem.
- Wapień muszlowy górny w facji triasu śląskiego odpowiada ladynowi (górna część triasu środkowego)

Kotlicki (1977) wyróżniał w rejonie Tarnowskich Gór osady dolnej jury, wykształcone jako żwiry, zlepieńce, piaski, ropy i glinki ogniotrwałe. Silne wzbogacenie tych utworów w rudy limonitowe spowodowało, że były one od dawna przedmiotem intensywnej eksploatacji. Ze względu na lokalny charakter występowania tych osadów ich miąższość jest bardzo

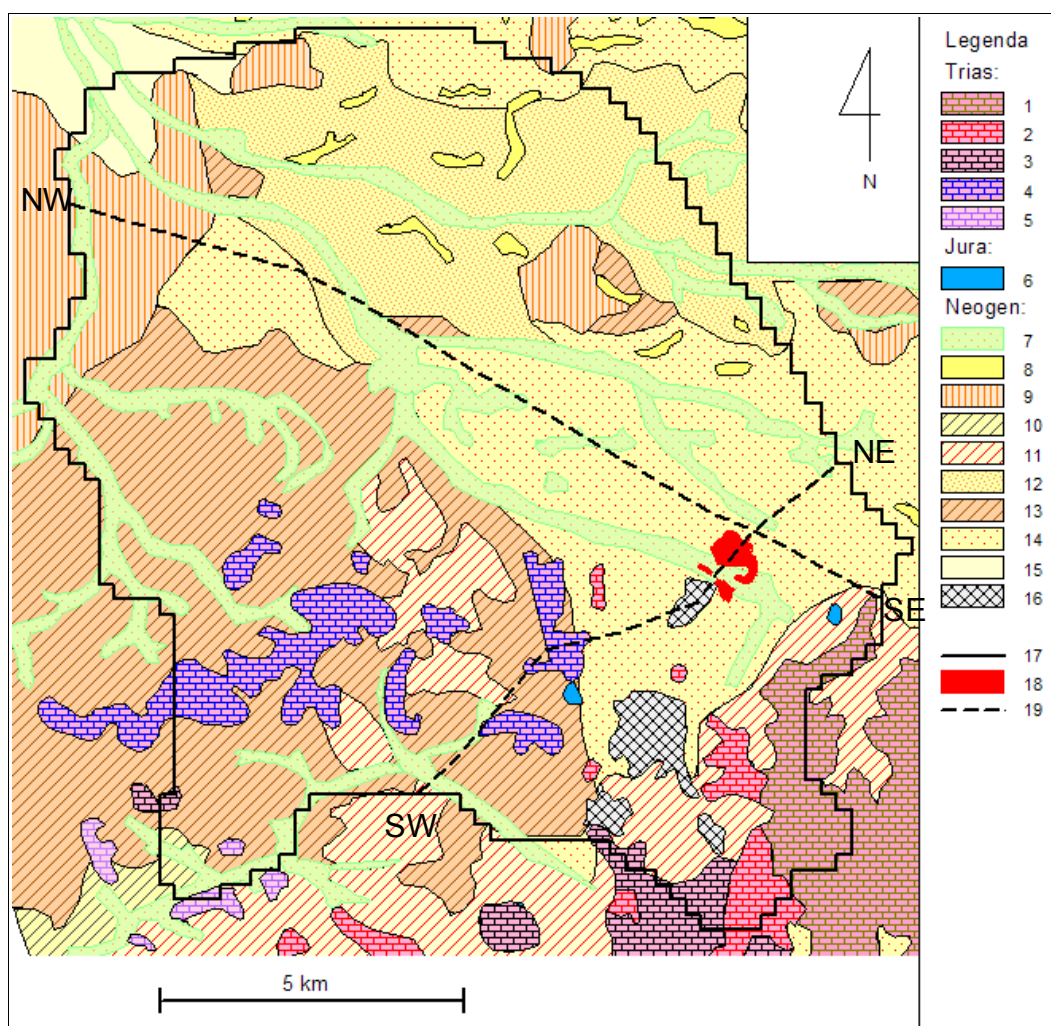
zmienna i może dochodzić miejscami nawet do kilkudziesięciu metrów. Wyznacznikiem wieku tych utworów miała być flora dolnojurajskich spor, stwierdzona na wschód od omawianego obszaru (Górzyński, 1963). Jednak Lewandowski i Ciesielczuk (1997) uznają wspomniane spory za redeponowane, przypisując tym rzekomo dolnojurajskim utworom wiek znacznie młodszy, z przełomu paleogenu i neogenu (oligocen/miocen), przytaczając następujące argumenty:

- Położenie w profilu geologicznym – osady te wypełniają leje krasowe rozwinięte w mioceńskiej powierzchni denudacyjnej a przykryte są jedynie utworami plejstocenu.
- Wykształcenie litologiczne – zdecydowanie odmienne od stratotypowych utworów dolnojurajskich regionu częstochowskiego.
- Znaczne podobieństwo w składzie mineralnym do formacji „piasków formierskich” datowanej na oligocen-miocen.
- Skład mineralny wskazujący na wczesny etap wietrzenia laterytowego, typowego dla subtropikalnego klimatu, charakterystycznego dla przełomu oligocenu i miocenu.

W plejstocenie rejon Tarnowskich Gór swoim wpływem objęło zlodowacenie krakowskie oraz zlodowacenie bałtyckie (Mojski, 1993). Osady plejstocenu na omawianym terenie występują w sposób nieciągły; brak ich na wychodniach utworów triasowych, głównie w części południowej obszaru (rys. 3 i 4). Z kolei w rejonie współczesnych oraz kopalnych dolin rzecznych miąższość utworów plejstocenu może nawet przekraczać 50 metrów. W spągu, bezpośrednio na utworach triasu zalegają gliny zwietrzelinowe i koluwalne, osiągające lokalnie miąższość do 6 m. Powyżej występuje seria plejstocenijskich utworów związanych z dolinami kopalnymi. Są to głównie piaski różnoziarniste i żwiry fluwioglacjalne o miąższości kilku do kilkunastu metrów oraz pyły akumulacji zastoiskowej o miąższości do kilku metrów. W obrębie tych osadów występują 2-3 nieciągłe poziomy gliny zwałowej o miąższości od 3 do 10 metrów; brak tych utworów w dolinie rzeki Stoły (Rubin, 1999). Najmłodszymi osadami na omawianym obszarze są holocenijskie utwory rzeczne w dolinie Stoły.

Faktem, o którym należy wspomnieć przy opisie budowy geologicznej są najnowsze poprawki do oficjalnej tabeli stratygraficznej rekomendowanej przez Międzynarodową Komisję Stratygraficzną (Mizerski, 2005). Najważniejszą zmianą, mającą wpływ na opis geologii rejonu tarnogórskiego jest ostateczne i całkowite usunięcie z tabeli stratygraficznej nazwy okresu „czwartorzęd”. W konsekwencji w nowym oficjalnym podziale ery kenozoicznej występują jedynie okresy (Mizerski, 2005):

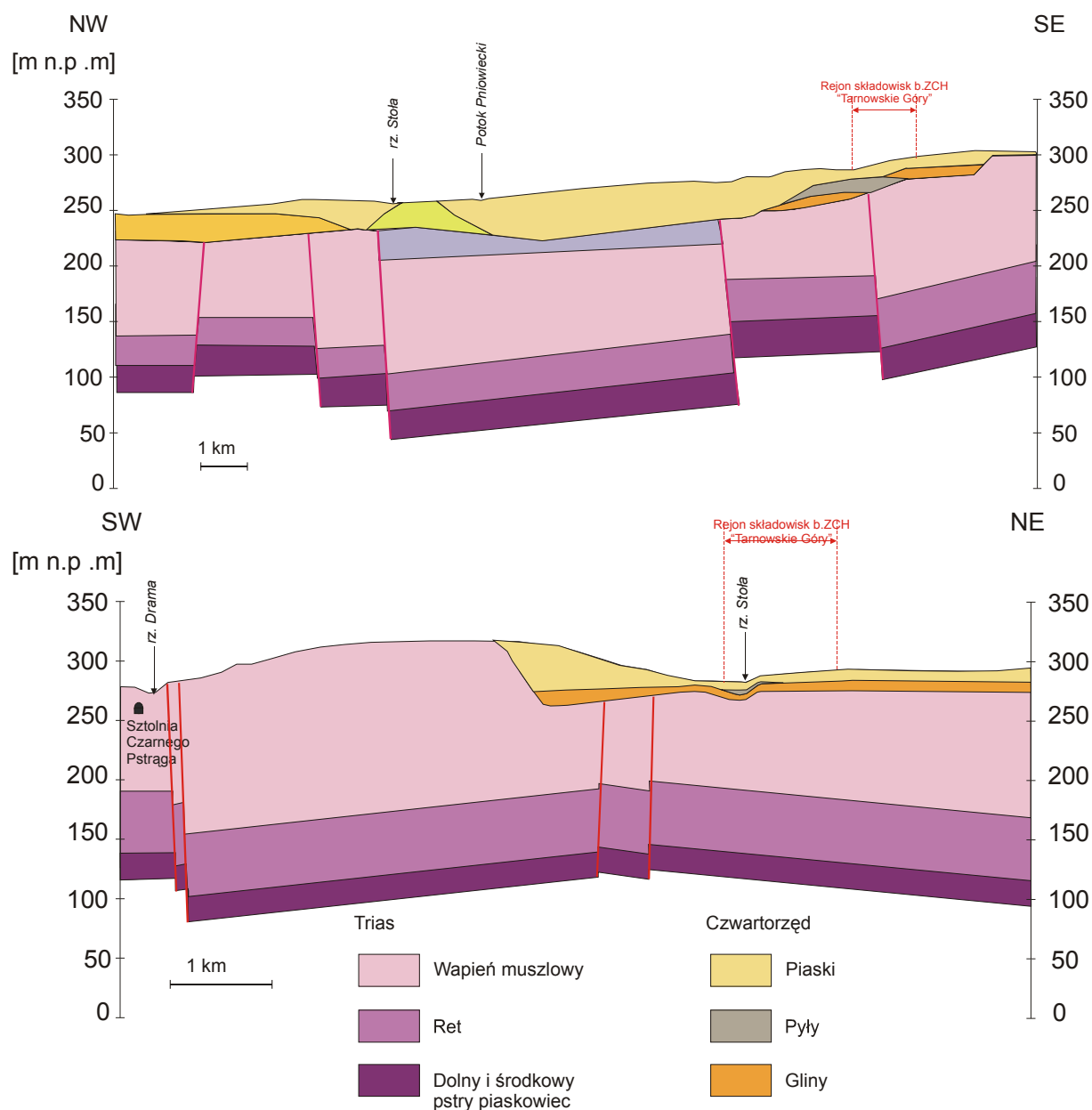
- paleogen, do którego należą następujące epoki: paleocen, eocen i oligocen,
- neogen, do którego włączono miocen, pliocen, plejstocen i holocen.



Rys. 3. Szkic geologiczny utworów powierzchniowych obszaru badań (wg: Kotlicka i Kotlicki, 1977).

1- wapienie, margle i dolomity warstw błotnickich i gogolińskich – wapień muszlowy; 2- dolomity epigenetyczne-kruszczone – wapień muszlowy; 3 - dolomity warstw jemielnickich oraz dolomity margliste, miejscami z ewaporatami, warstw tarnowickich – wapień muszlowy; 4 - łupki, dolomity, wapienie i piaskowce warstw rybniańskich, boruszowicki i miedarskich-wapień muszlowy ; 5 - wapienie i margle warstw gorążdzanskich, terebratulowych i karchowickich – wapień muszlowy; 6 - żwiry, zlepienie, piaski, iły i gliny ogniotrwałe-jura; 7 – piaski rzeczne; 8 – wydmy; 9 – gliny zwałowe; 10 – deluwia; 11 – piaski i gliny; 12 – osady rzeczne; 13 – osady lodowcowe; 14 – osady wodno-lodowcowe; 15 – osady eoliczne; 16 – hałdy; 17 – granica obszaru badań modelowych; 18 – obszar składowisk; 19 – linie przekrojów geologicznych (rys. 4).

W niniejszej pracy przy opisie wieku skał występujących na obszarze badań stosowano się do nowego obowiązującego nazewnictwa. Natomiast w przypadku opisu warunków hydrogeologicznych zdecydowano się zachować utarty wieloletnią tradycją termin „czwartorzędowe piętro wodonośne”, mając świadomość, że opisywane piętro wodonośne występuje w utworach o wieku obecnie określanym jako neogen.



Rys. 4. Schematyczne przekroje geologiczne przez obszar badań; lokalizacja przekrojów na rys 3.

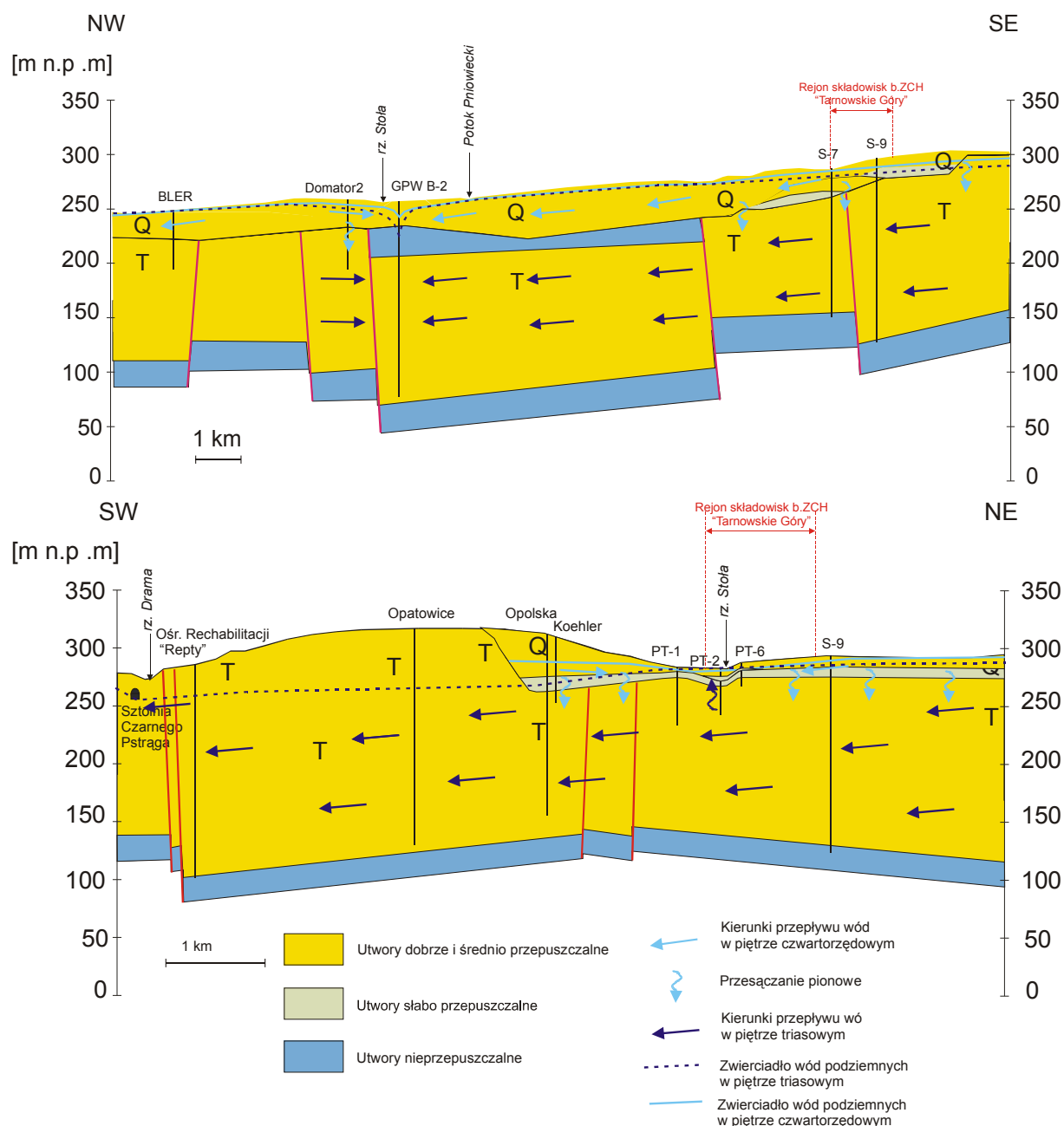
2.3. Warunki hydrogeologiczne

Obszar badań leży w całości w obrębie w prowincji hydrogeologicznej górsko-wyżynnej – monokliny krakowsko-śląskiej, części triasowej (Kleczkowski, 1987); wg nowszego podziału w regionie śląsko-krakowskim, subregionie triasu śląskiego (Paczyński, *red.*, 1995).

Na obszarze badań występują dwa piętra wodonośne: czwartorzędu i triasu. W pierwszym z nich krążenie wód odbywa się poprzez przestrzeń porową piasków i żwirów plejstocénskich. Natomiast przepływ wód w masywie węglanowym triasu odbywa się zarówno porami, szczelinami jak i kanałami krasowymi. Poniżej podano charakterystykę warunków krążenia wód w obydwu piętrach wodonośnych.

2.3.1. Piętro wodonośne czwartorzędu

Czwartorzędowe piętro wodonośne ma charakter nieciągły, co jest związane z opisanym wcześniej zmiennym występowaniem osadów plejstocenu. Na badanym obszarze nie wydzielono żadnego czwartorzędowego Głównego Zbiornika Wód Podziemnych (GZWP) ani Użytkowego Poziomu Wód Podziemnych (Kleczkowski, *red.*, 1990; Rózkowski i Chmura, 1996). Pomimo to warunki hydrogeologiczne w piętrze czwartorzędowym są istotne z uwagi na jego występowanie bezpośrednio pod składowiskami byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”. Wodonośność w tym rejonie jest związana z plejstoceńskimi piaskami różnoziarnistymi i żwirami. W związku z występowaniem nieciągłych poziomów glin zwałowych można tutaj wyróżnić jeden lub dwa poziomy wodonośne, a lokalnie nawet trzy poziomy (Rubin, 1999; Witkowski i in., 2005). Ich łączna miąższość waha się od 1 metra na wyniesieniach podłoża triasowego do około 20 m w dolinach. Pierwszy poziom wodonośny charakteryzuje się swobodnym lub lokalnie lekko napiętym zwierciadłem wody i występuje na głębokości od około 1 do 12 metrów ppt. Strop drugiego poziomu wodonośnego występuje na głębokości 4,5 – 13,3 metra ppt. i ma charakter naporowy z wielkościami ciśnień w zakresie 2-15 m ppt. Zasilanie czwartorzędowego piętra wodonośnego odbywa się przede wszystkim bezpośrednio, na wychodniach utworów przepuszczalnych, częściowo także poprzez utwory półprzepuszczalne. Drenaż lokalny odbywa się w kierunku rzeki Stoły (na SW) oraz dopływów Potoku Pniowieckiego (na NW). Należy również zaznaczyć, że część wód zasila zalegające poniżej triasowe piętro wodonośne (rys.5). Współczynnik filtracji utworów piętra czwartorzędowego wyznaczony metoda zalewania otworów wykonanych w rejonie składowisk byłych Zakładów Chemicznych zmienia się w zakresie od $1,1 \times 10^{-6}$ do $4,6 \times 10^{-4}$ m/s (Aniszczuk i Dubaj-Nawrot, 1997, za: Rubin, 1999). Piętro wodonośne czwartorzędu w tym rejonie było ujmowane w niewielkim zakresie, a w roku 2005 zaniechano jego eksploatacji (inf. arch. Urzędu Powiatowego w Tarnowskich Górach).

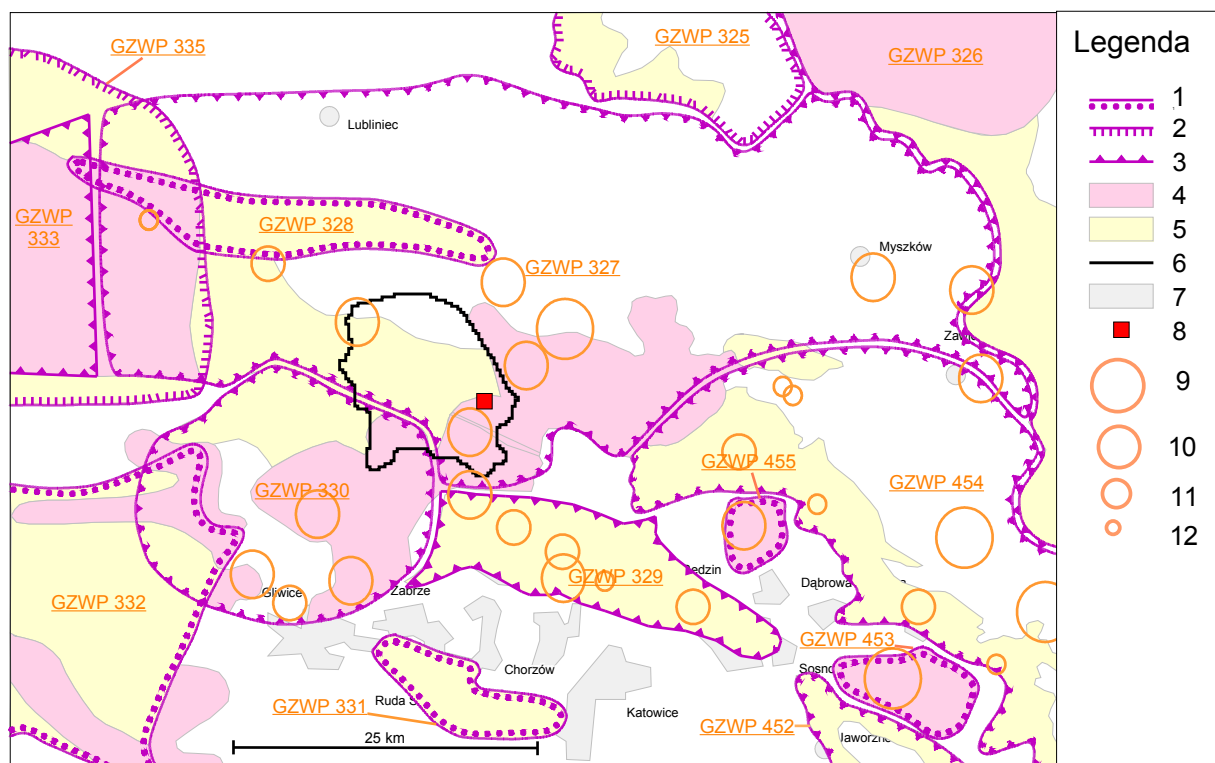


Rys. 5. Schematyczne przekroje hydrogeologiczne przez obszar badań. Lokalizacja przekrojów na rys. 2.

2.3.2. Piętro wodonośne triasu

W obrębie całej monokliny śląsko – krakowskiej wydzielono pięć triasowych GZWP (Kleczkowski *red.*, 1990; Rózkowski i in., 1996). Obszar badań obejmuje niewielkie fragmenty dwóch z nich (rys. 6): GZWP 327 Lubliniec-Myszków oraz GZWP 330 Gliwice (Kleczkowski *red.*, 1990; Rózkowski i Chmura, 1996; Kowalczyk 2003). Zbiorniki te wydzielono w obrębie tzw. kompleksu serii węglanowej triasu, należącej do subregionu triasu śląskiego (Paczyński, *red.*, 1995), na którą składają się dwa poziomy wodonośne: retu oraz wapienia muszlowego. Poziomy te rozdzielają margliste utwory warstw gogolińskich,

jednakże na skutek ich przypuszczalnej lokalnej dolomityzacji, redukcji lub zdyslokowania obydwu poziomy wapienia muszlowego oraz retu pozostają w łączności hydraulicznej; często też ujmowane są one łącznie (Rózkowski i in., 1997; Kowalczyk, 2003).



Rys.6. Lokalizacja obszaru badań na tle mapy GZWP (wg: Kleczkowski, red., 1990). 1 – granica GZWP o charakterze porowym, 2 – granica GZWP o charakterze szczelinowo-porowym, 3 – granica GZWP o charakterze szczelinowo-krasowym, 4 – obszar najwyższej ochrony GZWP, 5 – obszar wysokiej ochrony GZWP, 6 – granica obszaru badań modelowych, 7 – zabudowa, 8 – obszar składowisk, 9 – ujęcia wód podziemnych o poborze > 50m³/d, 10- ujęcia wód podziemnych o poborze 20-50 m³/d, 11 – ujęcia wód podziemnych o poborze 10-20 m³/d, 12 – ujęcia wód podziemnych o poborze 5-10m³/d.

Przepływ wód w masywie węglanowym triasu odbywa się porami, szczelinami oraz kanałami krasowymi. Wzajemna relacja tych trzech rodzajów porowatości w skałach węglanowych Polski była szeroko dyskutowana, zwłaszcza w ostatnich kilkunastu latach. Z badań triasu olkuskiego oraz chrzanowskiego (Z. Wilk i in., 1989; Goliasz i in., 1993; Krajewski i Motyka, 1999), a także badań utworów węglanowych z innych rejonów Polski (Gzyl i Łuszcz, 2001; Gzyl i in., 2001a; Gzyl i in., 2001b; Rzonca, 2001) wynika, że udział form krasowych w przewodzeniu wody przez skały węglanowe zależy nie tylko od ich objętościowego udziału, ale przede wszystkim od stopnia wypełnienia i rodzaju materiału wypełniającego. Biorąc pod uwagę fakt, że reakcja źródeł triasu śląsko-krakowskiego na gwałtowne zasilanie jest powolna, a tzw. „czas zapamiętania” pulsu zasilającego tak długi, że zwykle nie mieści

się nawet w sezonie hydrologicznym (Motyka i in., 1993), należy uznać drugorzędną rolę porowatości kawernistej w przewodzeniu wody w tych utworach. Najprawdopodobniej w przypadku triasu rejonu Tarnowskich Gór największą rolę odgrywają szczeliny, które są znacznie lepiej przewodzące od porów i jednocześnie równomierniej rozmieszczone od kanałów krasowych (Kowalczyk, 2003). W takim przypadku współczynnik filtracji skał powinien zależeć głównie od średniej geometrycznej ekwiwalentnej szerokości rozwarcia szczelin (Motyka i Zuber, 1993; Zuber i Motyka, 1997). Z powodu specyficznej historii górnictwa rud Zn-Pb oraz Ag w Tarnowskich Górach istotną rolę w drenażu wód piętra triasowego w tym rejonie pełnią również sztolnie nieczynnych kopalń. (Kowalczyk i in., 2002a; Moszny, 2003).

W skali całego kompleksu triasu śląsko-krakowskiego obserwuje się od roku 1990 zmniejszony pobór wód podziemnych. Jest to spowodowane zarówno ogólnokrajową tendencją spadkową zużycia wody w epoce post-industrialnej, jak i wyłączeniem z eksploatacji szeregu ujęć z powodu pogorszenia jakości ujmowanych wód podziemnych (Kowalczyk i Witkowski, 2003).

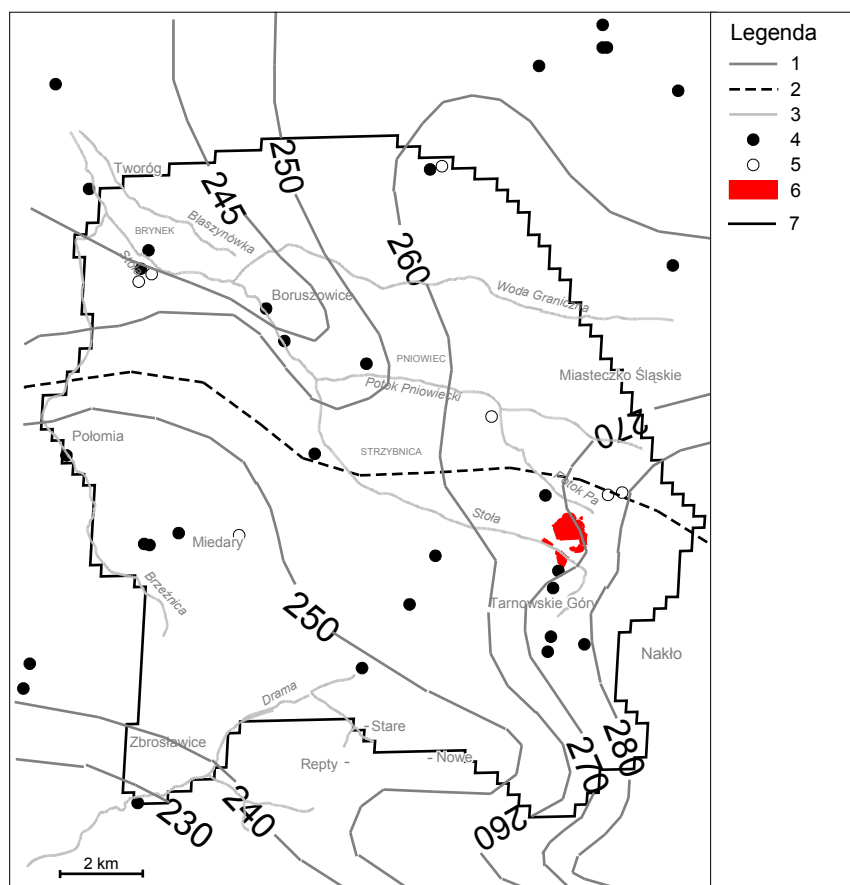
Obszar badań znajduje się w strefie pogranicza dwóch triasowych zbiorników: GZWP 327 Lubliniec-Myszków oraz GZWP 330 Gliwice (rys. 6). Zbiornik Lubliniec-Myszków (GZWP 327), którego całkowita powierzchnia wynosi 1389 km², został wydzielony w obrębie dolomitów i wapieni z wkładkami margli należących do triasu dolnego i środkowego (Kleczkowski *red.*, 1990; Kowalczyk, 2003). Utwory te zapadają monoklinalnie na północ i północny wschód i w tym samym kierunku rośnie również miąższość zbiornika, który w okolicy północnej dochodzi do około 200 m. Warstwę podścielającą skał zbiornikowych stanowią ility, margle i iłowce dolnych warstw retu oraz ility występujące w stropowej części warstw świerklanieckich. Warstwami przykrywającymi są łupki ilaste z dolomitami warstw boruszowickich i miedarskich oraz margle dolomityczne i pstre ility triasu górnego, występujące na powierzchni około 73% zbiornika, głównie w jego części północnej i wschodniej; miąższość tych warstw rośnie na północ, osiągając około 260-290 m. Jednakże w części południowej zbiornika, (czyli m. in. w rejonie Tarnowskich Gór) utwory węglanowe triasu występują na powierzchni, bądź są przykryte zróżnicowanymi pod względem litologii i miąższości osadami czwartorzędu. Współczynnik filtracji skał węglanowych w obrębie zbiornika Lubliniec – Myszków jest bardzo zróżnicowany i według Kowalczyka i in. (1996) waha się w granicach od 5×10^{-7} do $9,3 \times 10^{-4}$ m/s. W nowszych pracach Kowalczyk (2003) podaje nieco inny zakres współczynnika filtracji: od 2×10^{-6} do $2,7 \times 10^{-3}$ m/s, z kolei do modelu matematycznego przyjmując zakres od $3,5 \times 10^{-7}$ do $3,9 \times 10^{-3}$ m/s (Kowalczyk, 2003).

Zasilanie GZWP 327 odbywa się bezpośrednio w jego południowej części, w rejonie wychodni triasu w pasie: Tarnowskie Góry – Żyglin – Pyrzowice – Brudzowice; tam też wyznaczono obszar najwyższej ochrony (ONO) dla tego GZWP. Pośrednie zasilanie poprzez osady plejstocenu (zawodnione lub nie) zachodzi w rejonie pomiędzy Tarnowskimi Górami a Małą Panwią (Kowalczyk i in., 2002b), gdzie wyznaczono obszar wysokiej ochrony (OWO). Drenaż odbywa się głównie ujęciami studziennymi, które spowodowały znaczne obniżenie pierwotnych ciśnień piezometrycznych. W drugiej połowie lat dziewięćdziesiątych obniżenie to dochodziło do około 40 – 45 metrów (Rózkowski i in., 1997). W GZWP 327 Lubliniec – Myszków dominują dwa typy hydrochemiczne wód: $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$ oraz $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ (Kowalczyk, 2003). Lokalnie, w odkrytej południowej części zbiornika (m. in. w rejonie Tarnowskich Gór) występują również typy: $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$, $\text{HCO}_3\text{-Cl-Ca-Mg}$ oraz $\text{SO}_4\text{-Ca-Mg}$. Jest to związane z tym, że w części południowej, w odróżnieniu od pozostałego obszaru zbiornika, znaczny wpływ na kształtowanie chemizmu wód mają czynniki antropogeniczne (Rubin, 1992 za: Kowalczyk i in., 1996). Powodują one m. in. lokalnie podwyższenia stężenia siarczanów; tło hydrogeochemiczne dla całego GZWP 327 kształtowało się w ostatnich latach na poziomie 100 mg/l (Witkowski, 1999).

Zbiornik Gliwice (GZWP 330), którego całkowita powierzchnia wynosi 400 km², został wydzielony w obrębie węglanowych utworów triasu (Kleczkowski *red.*, 1990; Siwek, 1999; Kowalczyk, 2003). Utwory te są podścielone ilasto-piaszczystymi osadami dolnego psrego piaskowca. W nadkładzie GZWP Gliwice w części południowej i zachodniej występują nieprzepuszczalne iły miocenu, a na pozostałym obszarze (między innymi w rejonie Tarnowskich Gór) – na ogół przepuszczalne osady czwartorzędu. Zbiornik ten jest więc, podobnie jak GZWP Lubliniec – Myszków, hydrogeologicznie półzakryty. Przepływ wód w węglanowym zbiorniku triasu odbywa się połączonym systemem szczelin, pustek i kawern. Współczynnik filtracji skał węglanowych triasu w obrębie zbiornika Gliwice waha się w granicach od $2,19 \times 10^{-6}$ do $1,6 \times 10^{-4}$ m/s (Kowalczyk i in., 1996; Kowalczyk, 2003). Zasilanie opisywanego GZWP odbywa się tam, gdzie nie występują nieprzepuszczalne osady miocenu (a także poprzez infiltrację wód powierzchniowych rzeki Dramy); głównie w północno – wschodniej oraz wschodniej części GZWP, w rejonie Tarnowskich Gór i Miedar, a więc na obszarze badań niniejszej rozprawy. Drenaż odbywa się głównie ujęciami studziennymi. W opisywanym GZWP dominują dwa typy hydrochemiczne wód: $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$ oraz $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ (Kowalczyk, 2003).

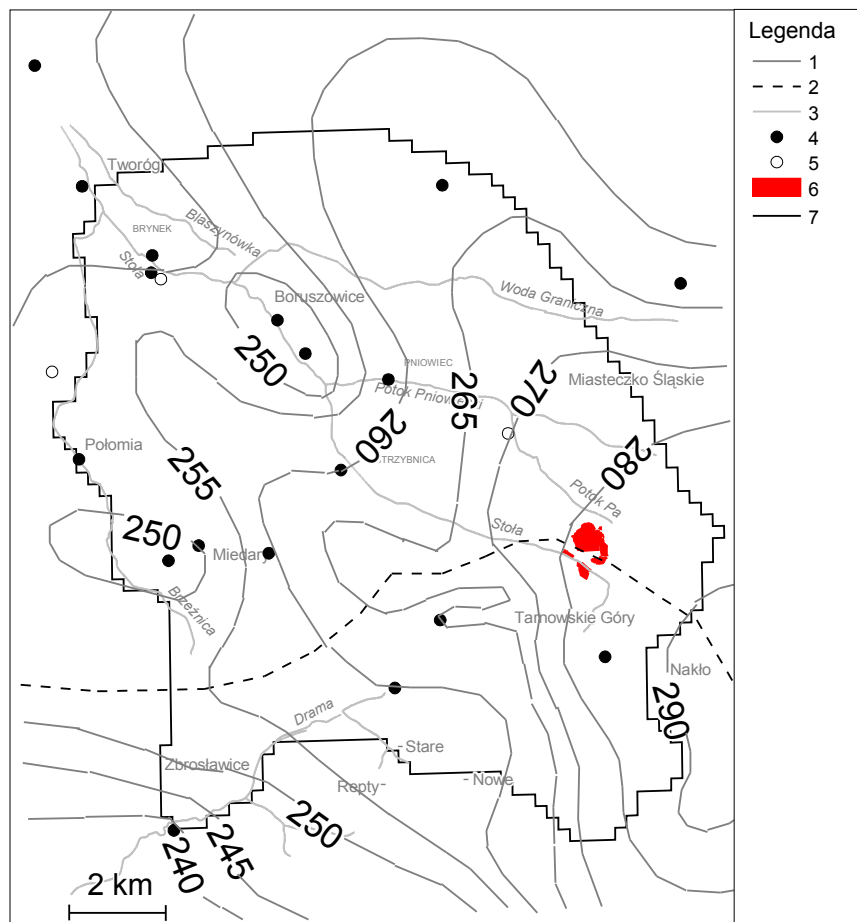
Granica pomiędzy GZWP 330 Gliwice a GZWP 327 Lubliniec-Myszków w trakcie wykonywania dokumentacji hydrogeologicznej zbiornika Gliwice (Dziuk i in., 1997; por.: Dziuk i in., 1999) została wyznaczona na dziale wód podziemnych w triasowym piętrze

wodonośnym, nieco na północ w stosunku do pierwotnego położenia (Kleczkowski, *red.*, 1990). W opracowaniach regionalnych (np.: Kowalczyk, 2003) podkreśla się, że dział ten ma charakter dynamiczny. Potwierdzają to mapy hydroizohips z roku 1990 oraz 2003 zestawione przez tegoż autora (Kowalczyk, 2005). Wyinterpretowany dział wód podziemnych ma ewidentnie zmienny przebieg (Kowalczyk, 2005), a rejon byłych ZCh „Tarnowskie Góry” znajdował się w obszarze zmian położenia wyżej wymienionego wododziału (rys. 7 i 8).



Rys. 7. Hydroizohipsy triasowego piętra wodonośnego; stan na rok 1990 (wg: Kowalczyk, 2005). 1 – hydroizohipsy [m n.p.m], 2 – dział wód podziemnych, 3 – rzeki, 4 – ujęcia wód podziemnych (triasowe), 5 – ujęcia wód podziemnych (czwartorzędowe), 6 – obszar składowisk, 7 – granica obszaru badań modelowych niniejszej pracy.

Z przytoczonych faktów wynika, że chociaż składowiska byłych ZCh „Tarnowskie Góry” leżą w obrębie GZWP Lubliniec – Myszków i są teoretycznie odgraniczone od GZWP Gliwice działem wód podziemnych, to jednak nie powinno się wykluczać ich potencjalnego wpływu na obydwa triasowe GZWP z uwagi na zmienny przebieg wododziału (Kowalczyk, 2005).

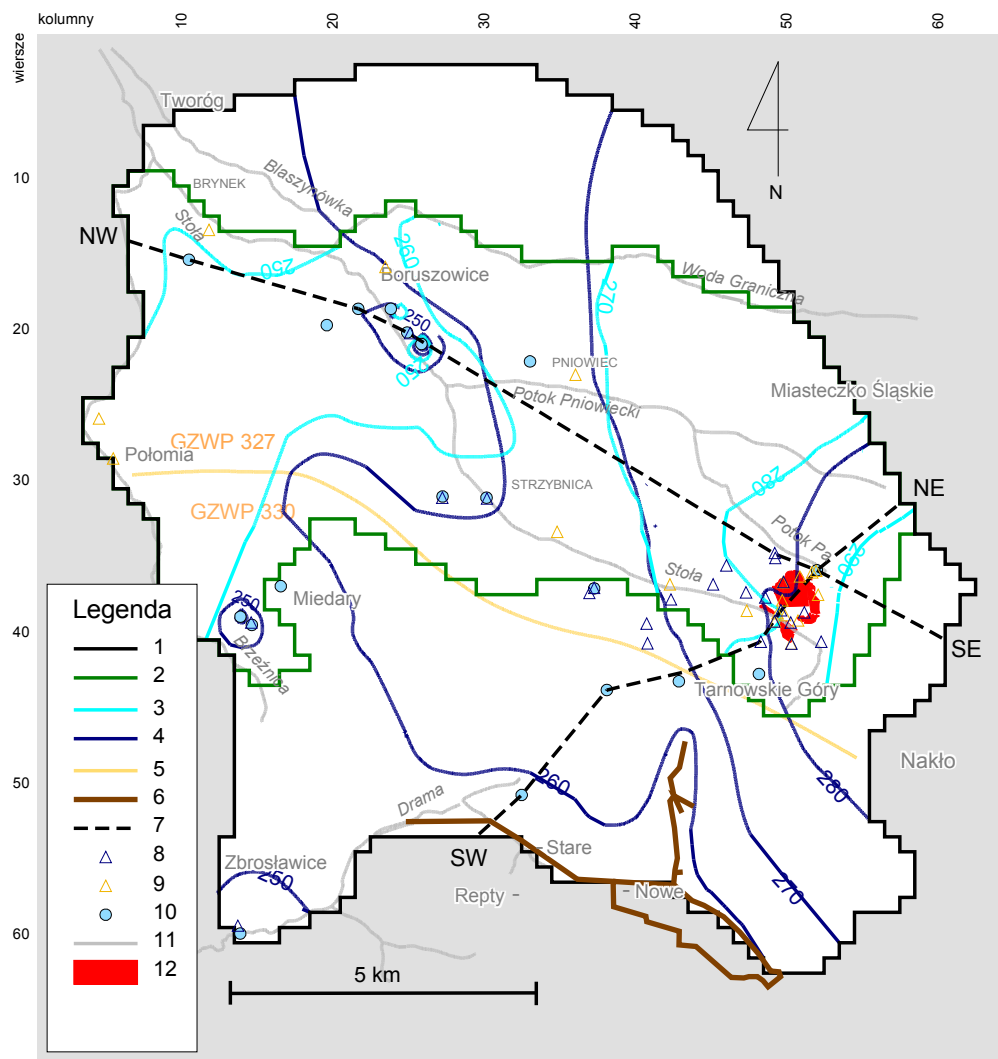


Rys. 8. Hydroizohipsy triasowego piętra wodonośnego w roku 2003 (wg: Kowalczyk, 2005). 1 – hydroizohipsy [m n.p.m], 2 – dział wód podziemnych, 3 – rzeki, 4 – ujęcia wód podziemnych (triasowe), 5 – ujęcia wód podziemnych (czwartorzędowe), 6 – obszar składowisk, 7 – granica obszaru badań modelowych niniejszej pracy.

Dla lokalnych warunków hydrogeologicznych w rejonie składowisk byłych ZCh. „Tarnowskie Góry” (rys. 5 i 9) najistotniejsze jest występowanie dwóch pięter wodonośnych:

- czwartorzędu (składającego się z połączonych hydraulicznie jednego do trzech poziomów wodonośnych),
- triasu (składającego się z dwóch połączonych poziomów wodonośnych: wapienia muszlowego i retu),

a także możliwość kontaktu hydraulicznego pomiędzy tymi piętrami wodonośnymi, co skutkuje ułatwionym przenikaniem zanieczyszczeń z piętra czwartorzędowego do triasowego (por: Rubin, 1999; Witkowski i in., 2005).



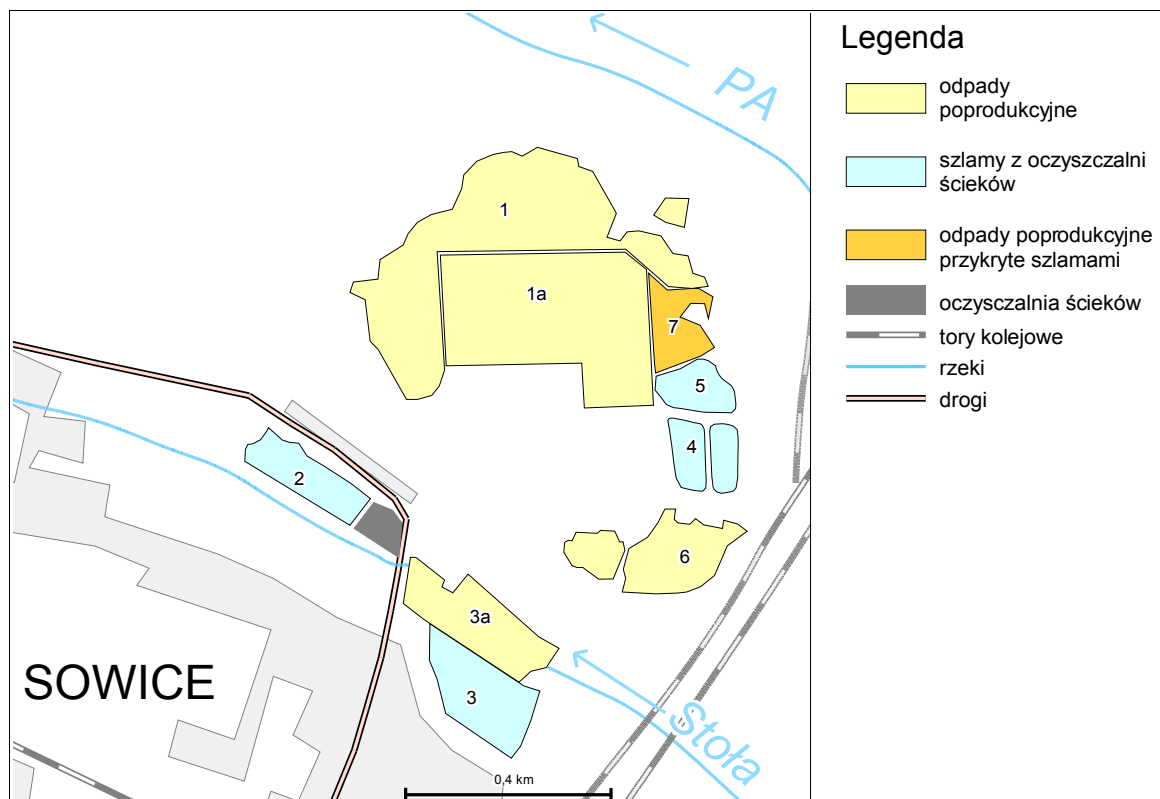
Rys. 9. Zwierciadło wód podziemnych poziomu czwartorzędowego i triasowego według własnych pomiarów terenowych przeprowadzonych w październiku 2004 r. oraz danych uzyskanych od użytkowników studni. 1 – zasięg modelu w piętrze triasowym; 2 - zasięg modelu w piętrze czwartorzędowym; 3 – hydroizohipsy czwartorzędowego piętra wodonośnego; 4 - hydroizohipsy triasowego piętra wodonośnego; 5 – granica GZWP; 6 – sztolnie byłej kopalni „Fryderyk”; 7 – linie przekrojów hydrogeologicznych (rys. 2); 8 – punkty pomiaru zwierciadła wód podziemnych piętra triasowego; 9 – punkty pomiaru zwierciadła wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 10 – studnie czynne (piętro triasowe); 11 – rzeki; 12 – obszar składowisk.

3. Charakterystyka składowisk byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” jako ogniska zanieczyszczenia wód podziemnych

Zakłady Chemiczne „Tarnowskie Góry” działały na terenie uprzemysłowionym od kilkuset lat, zwanym Hutą Czarną. W XVII wieku, istniał tu już przemysł hutnictwa i obróbki srebra i ołowiu, a także przemysł chemiczny (Kowalczyk i in., 2004). W połowie XIX w. rozwijało się tu hutnictwo żelaza, a na przełomie XIX i XX wieku - przemysł papierniczy. Zakłady Chemiczne „Tarnowskie Góry” zostały założone w 1921 roku i funkcjonowały do roku 1995, kiedy to zostały postawione w stan likwidacji.

3.1. Składowiska odpadów powstałe do 1995 roku

Produkcja byłych ZCh „Tarnowskie Góry” była nastawiona na związki nieorganiczne, przede wszystkim różne związki baru, boru, cynku, miedzi, strontu (Rubin, 1999). W trakcie kilkudziesięcioletniej działalności Zakładów zasadniczo nie unowocześniano stosowanych technologii produkcji oraz nie zmieniano sposobu postępowania z powstającymi odpadami. Praktyka polegała na gromadzeniu odpadów poprodukcyjnych w osadnikach, gdzie podlegały procesowi odsączania, a następnie były wywożone na zakładowe składowiska. Ścieki technologiczne neutralizowano w zakładowej oczyszczalni ścieków za pomocą mleka wapiennego, a powstałą pulpę dekantowano w osadnikach. Wypełnione osadniki przekształcano w nowe składowisko lub opróżniano, wywożąc szlamy na istniejące już składowisko. Zarówno osadniki jak i formowane składowiska nie posiadały żadnego zabezpieczenia podłoża przed infiltracją odcieków ze składowanych odpadów i szlamów. Składowiska lokalizowano zarówno na terenie samych Zakładów jak i na obszarze przyległym od północy i południowego zachodu, od wschodu oraz przy oczyszczalni ścieków położonej na zachód od terenu ZCh „Tarnowskie Góry” (rys. 10). Odpady są wysoce niejednorodne – część składowisk formowano po wymieszaniu z różnymi odpadami nie związanymi z produkcją chemiczną, np. z żużlem, drewnem, ceramiką i papierem. Odpady poprodukcyjne wykorzystywano również do niwelowania terenu zakładu. Jedno ze składowisk (nr 6) pochodzi sprzed okresu działalności Zakładów Chemicznych i zawiera odpady powstałe po produkcji papieru jedwabnego, która miała miejsce w latach 1892 – 1919. W sumie na 9 składowiskach zajmujących powierzchnię ok. 34 ha zdeponowano około 1,2 – 1,7 miliona ton odpadów i szlamów. Poniżej podano charakterystykę poszczególnych składowisk (Aniszczyk i Dubaj-Nawrot, 1997; Rubin, 1999).



Rys. 10. Składowiska odpadów byłych ZCh „Tarnowskie Góry” w momencie likwidacji zakładów w 1995 r. (wg: Rubin, 1999).

Składowisko odpadów nr 1

Składowisko to zajmowało powierzchnię ponad 11 ha, a średnia miąższość odpadów wynosiła 2,3 m. Szacunkowo ilość zdeponowanych odpadów to ok. 450 tys. ton, co daje objętość ponad 250 tys. m³. Odpady poprodukcyjne składowano tu od 1922 do 1990 roku. Składowisko to zbudowane było głównie z odpadów pochodzących po produkcji siarczku, siarczanu i wodorotlenku baru. Znajdowały się tu również domieszki szlamów z oczyszczalni ścieków, spieki prętów miedzianych oraz znaczna ilość odpadów nie związanych z produkcją chemiczną. Pod względem mineralogicznym były to odpady barytowe lub gipsowe z domieszką kalcytu i witerytu. Skład chemiczny odpadów na składowisku jest zmienny. W części wschodniej składowiska odpady zawierały więcej boru natomiast w części zachodniej wykazywały większe średnie zawartości baru, cynku, miedzi i strontu

Składowisko odpadów nr 1a

Składowisko to zajmowało powierzchnię ok. 4 ha. Rozpoznana miąższość odpadów wynosiła od 0,2 do 2,5 m, a szacunkowa objętość odpadów ponad 42 tys. m³. W czasie funkcjonowania Zakładów Chemicznych składowisko to nie miało formalnego statusu składowiska stałego. Odpady poprodukcyjne posłużyły tu do makroniwelacji terenu, który został częściowo zabudowany infrastrukturą zakładową. Nieewidencjonowane deponowanie odpadów na tym składowisku nie pozwala na określenie ich genezy. Prawdopodobnie były to wszelkie rodzaje

odpadów jakie powstały podczas produkcji, lecz głównie są to odpady po produkcji związków baru, a także częściowo szlamy po produkcji siarczanu cynku. Generalnie odpady te były wymieszane z piaskiem, gliną, spiekami i żużlem, a ich ilość była trudna do oszacowania.

Składowisko odpadów nr 2

Składowisko to zajmowało powierzchnię ponad 1,8 ha przy średniej miąższości odpadów 3,8 m. Zgromadzono tu ok. 100 tys. ton szlamów o objętości blisko 70 tys. m³. Odpady poprodukcyjne składowano tu od 1922 do 1975 roku. Składowisko to tworzyły dwa nadpoziomowe osadniki ziemne wypełnione szlamami po neutralizacji ścieków technologicznych pochodzących od prawie wszystkich związków nieorganicznych wytwarzanych przez Zakłady Chemiczne. Badania mineralogiczne wykazały, iż w szlamach dominował baryt i kalcyt z domieszkami gipsu. Odpady tu zdeponowane charakteryzowały się wysoką średnią zawartością cynku.

Składowisko odpadów nr 3

Składowisko to zajmowało powierzchnię ok. 3 ha, a średnia miąższość składowanych osadów wynosiła 5,3 m. Nagromadzono tu ok. 240 tys. ton szlamów o objętości ok. 160 tys. m³. Eksploatacja osadników trwała od 1922 do 1975 roku. Składowisko budowały 4 nadpoziomowe osadniki wypełnione szlamami z oczyszczalni ścieków. Szlamy nagromadzone w dwóch wschodnich osadnikach pochodziły z neutralizacji ścieków powstałych przy produkcji związków baru i strontu. Pod względem mineralogicznym były to osady wapienne – gipsowe o średniej zawartości boru i najwyższej ze wszystkich badanych odpadów średniej zawartości strontu. Natomiast szlamy w dwóch zachodnich osadnikach powstały przy produkcji związków cynku, strontu i miedzi. Mineralogicznie są to osady barytowe z domieszką kalcytu o bardzo wysokiej zawartości cynku

Składowisko odpadów nr 3a

Składowisko to zajmowało powierzchnię 3,7 ha, a średnia miąższość osadów wynosiła ok. 7,0 m. Ilość odpadów oszacowano na ok. 440 tys. ton. Składowisko to znajdowało się na terenie zakładu; najprawdopodobniej był to teren składowania odpadów z okresu pierwszych lat produkcji Zakładów Chemicznych, który został w kolejnych etapach sukcesywnie zabudowywany. Składowane były tu odpady prawdopodobnie z produkcji chemicznej przed II wojną światową oraz odpady nieprodukcyjne. Skład mineralogiczny tych odpadów był bardzo zróżnicowany – stwierdzano tu odpady zarówno barytowe jak i kalcytowe oraz odpady

składające się z żelazistej substancji amorficznej. W składzie chemicznym charakterystyczna była wysoka średnia zawartość baru.

Składowisko odpadów nr 4

Łączna powierzchnia składowiska wynosiła ok. 2,5 ha, a sumaryczna objętość nagromadzonych osadów – ok. 69 tys. m³, zaś szacunkowa ilość nagromadzonych odpadów – ok. 94 tys. ton. Składowisko to budowały dwa osadniki nadpoziomowo – podpoziomowe. Stawy osadowe były zagłębione poniżej powierzchni terenu na ok. 3 m i obwałowane do wysokości 3 m nad powierzchnią terenu. Osadniki służyły w latach 1976 – 1995 do dekantacji pompowanych szlamów z oczyszczalni ścieków, które następnie wywożono na składowisko nr 5 lub 7. Zgromadzone w osadnikach szlamy powstały w wyniku neutralizacji mlekiem wapiennym ścieków po produkcji siarczanów, cynku, baru i miedzi, a także związków boru i strontu. Pod względem mineralogicznym były to osady kalcytowo – barytowe z domieszką gipsu. Stwierdzono tu najwyższą ze wszystkich badanych odpadów średnią zawartość cynku oraz miedzi.

Składowisko odpadów nr 5

Osady tu składowane zajmowały powierzchnię ok. 1,65 ha przy średniej miąższości szlamów równej 3,0 m. Ilość tych odpadów określana była na ponad 75 tys. ton, co daje szacunkową objętość blisko 50 tys. m³. Składowisko to tworzyły dwa nadpoziomowe osadniki. Były one otoczone wałem ziemnym o wysokości 4,0 m i wypełnione szlamami z oczyszczalni ścieków. Eksploatacja osadników trwała od 1979 do 1988 roku, a szlamy tutaj składowane pochodziły z produkcji siarczanów baru, cynku i miedzi, a także związków strontu i boru. Dominującym minerałem w składowanych szlamach był baryt, który zawierał domieszki kalcytu i gipsu. Omawiane odpady charakteryzowały się wysoką zawartością cynku oraz miedzi.

Składowisko odpadów nr 6

Odpady w tym składowisku były zdeponowane na powierzchni ok. 2,5 ha a wysokość tego składowiska wynosiła ok. 5,0 m. Objętość odpadów szacowana była na ponad 120 tys. m³, a ich masa na około. 177 tys. ton. Było to nadpoziomowe składowisko odpadów pocelulozowych formowane w latach 1892 – 1919. Odpady te scharakteryzowano jako kalcytowe.

Składowisko odpadów nr 7

Składowane na tym składowisku odpady poprodukcyjne zajmowały powierzchnię ok. 3,1 ha i były przykryte szlamami z oczyszczalni ścieków. Wysokość składowiska wynosiła ok. 3,0 m. Szacunkowa ilość nagromadzonych tu odpadów wynosiła ok. 136 tys. ton przy objętości około 78 tys. m³. Odpady poprodukcyjne składowano tu od 1987 do 1990 roku. Na składowisku zgromadzone były odpady poprodukcyjne przykryte szlamami z opróżnionych osadników nr 4. Odpady pochodziły z produkcji związków baru, cynku i miedzi, natomiast szlamy powstały również po oczyszczaniu ścieków po produkcji związków boru i strontu. Skład mineralogiczny odpadów poprodukcyjnych to głównie baryt i gips z domieszką kalcytu, natomiast w szlamach występował głównie gips z domieszką wapienia. Odpady charakteryzowały się bardzo wysoką średnią zawartością boru oraz wysokimi zawartościami strontu i cynku, natomiast szlamy wykazywały wysoką średnią zawartość cynku i miedzi.

Badania Rubin (1999) wykazały, że wszystkie składowane odpady nie stanowiły istotnej bariery dla pionowego przesiąkania wód pochodzących z infiltracji opadów atmosferycznych, co sprzyjało ługowaniu składników zanieczyszczających z odpadów zdeponowanych na składowiskach i wprowadzaniu zanieczyszczeń do wód podziemnych. Testy wymywalności przeprowadzone przez Rubin (1999) wskazują na wysokie ładunki boru – w granicach od 53 do 2140 mg/kg s.m. W Rozporządzeniu Ministra Gospodarki i Pracy (Dz. U. Nr 186, poz. 1553 z 2005r) oraz w Decyzji Rady UE nr 2003/33/WE nie podano granicznych wartości ładunków boru dla poszczególnych typów odpadów. Jednakże uzyskane przez Rubin (1999) stężenia boru w roztworze (do 356,7 mg/l) są ponad 350-krotnie wyższe od wartości granicznych dla wód średniej jakości (klasa III) zarówno wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z roku 2004 (Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r) jak i jego przygotowywanej nowelizacji (Witczak, 2005). Oczywiście jest więc, że wysoka wymywalność boru nie pozwala traktować opisywanych odpadów jako obojętne.

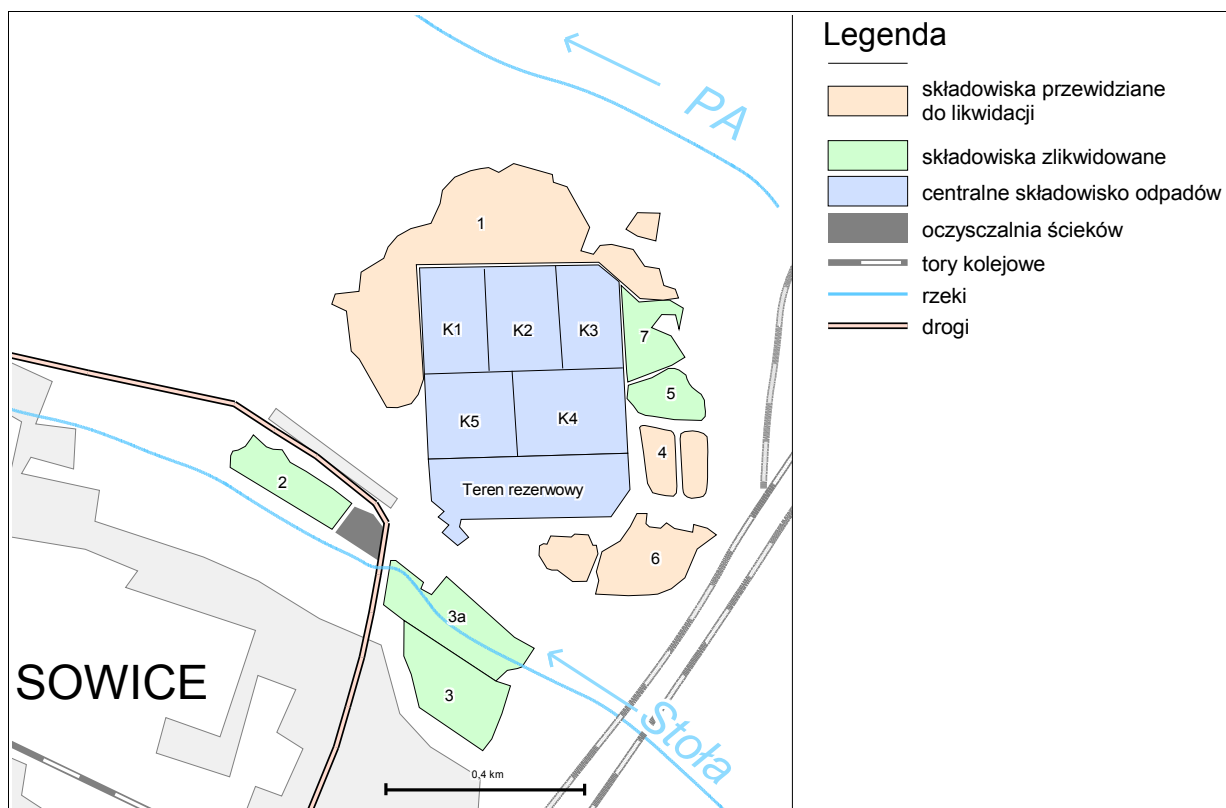
H. Rubin (1999) przeprowadziła również testy wymywalności dla arsenu uzyskując ładunki z zakresu od 0,8 do 75,4 mg/kg s.m. W trakcie tych testów przeprowadzonych przez Rubin (1999) stosunek ciecz/opad wynosił 1:6, więc wyników tych nie można odnieść wprost do wartości granicznych zamieszczonych w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki i Pracy (Dz. U. Nr 186, poz. 1553 z 2005r) oraz w Decyzji Rady UE nr 2003/33/WE (tab. 1). Jednak na tym tle wyniki wymywania arsenu uzyskane przez Rubin (1999) – maks. 75,4 mg As/kg s.m odpadu – są niewątpliwie zbyt wysokie dla odpadów obojętnych.

Tabela 1. Dopuszczalne graniczne wartości wymywania arsenu dla poszczególnych typów odpadów (wg: Dz. U. Nr 186, poz. 1553 z 2005r oraz Decyzji Rady UE nr 2003/33/WE).

typy odpadów	Dopuszczalne graniczne wartości wymywania	
	ciecz/faza stała = 10 l/kg	ciecz/faza stała = 2 l/kg
	[mg/kg suchej masy] test podstawowy	[mg/kg suchej masy] test pomocniczy
niebezpieczne	25	6
obojętne	0,5	0,1
inne	2	0,4

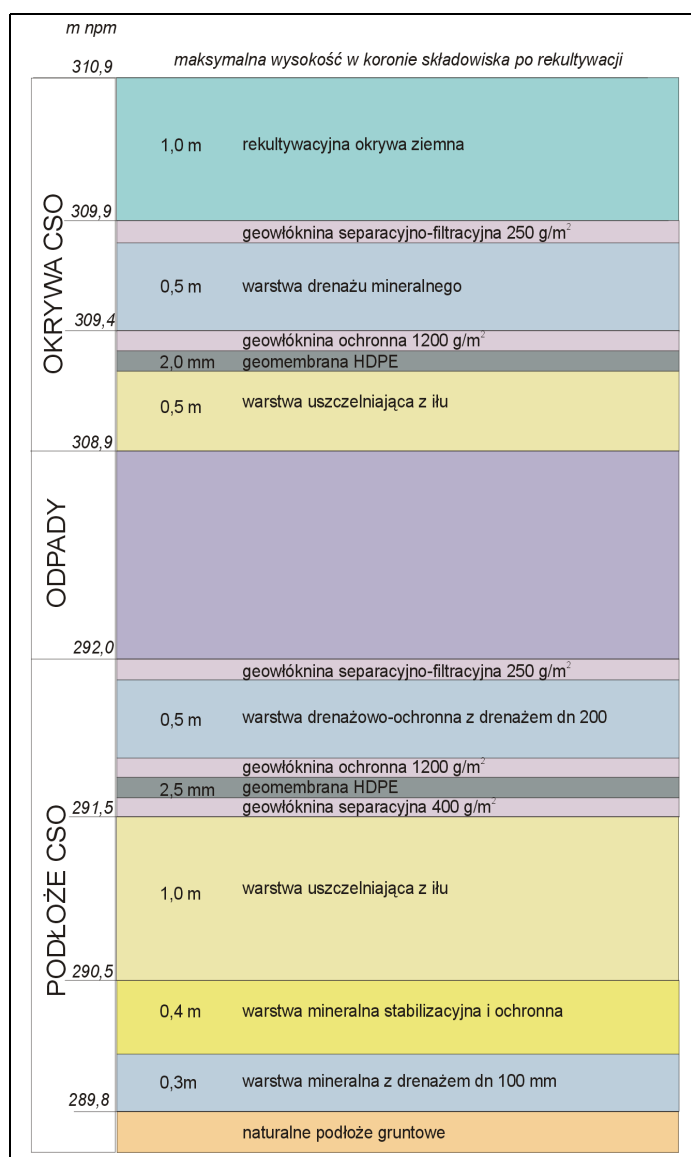
3.2. Centralne składowisko odpadów

W roku 2000 rozpoczęto budowę centralnego składowiska odpadów w oparciu o projekt zgodny z wymogami obowiązującego wówczas rozporządzenia Ministra Gospodarki (Dz. U., 1998 nr 145 poz. 942; obecnie obowiązuje Rozporządzenie: Dz.U. 2003 nr 61 poz. 549), opracowany przez CITEC S.A. i EKOLOG Systems sp. z o.o. (1999). Przewidziano w nim lokalizację nowego składowiska w północnej części Zakładów, w miejscu dawnego składowiska nr 1a (rys. 11).



Rys. 11. Składowiska odpadów byłych ZCh „Tarnowskie Góry” w roku 2004 r. (wg: inf. arch. Zch).

Wymiary składowiska zaplanowano na około 383 m szerokości, 435 m długości (16,5 ha) i około 17 m wysokości. Szacowana pojemność nowego składowiska wynosi 1,6 mln m³. Głównym założeniem jego konstrukcji jest uniemożliwienie przedostawania się zanieczyszczeń do wód podziemnych i powierzchniowych. Dno składowiska, które z założenia znajduje się nad poziomem wód gruntowych, jest izolowane od powierzchni terenu uszczelniającą warstwą zbudowaną z gruntów mineralnych i bentonitu (rys. 12). Warstwa przykrywająca składowisko zbudowana jest z folii i geowłókniny, które mają następnie zostać przykryte gruntami mineralnymi i humusem obsianym trawą.



Rys. 12. Schematyczny przekrój przez centralne składowisko odpadów (wg: CITEC S.A. i EKOLOG Systems sp. z o.o., 1999)

Konstrukcja składowiska ma uniemożliwić przedostawanie się do podłoża odcieków, a przykrycie składowiska ma zminimalizować ilość odcieków wymagających oczyszczenia. Wzdłuż zachodniej granicy składowiska po jego wewnętrznej stronie wykonany został drenaż głęboki rurami o średnicy 300 mm i długości 490 m, zagłębiony 3,5 m ppt. Od połowy 1998

roku tym drenażem prowadzi się odwodnienie nowego składowiska, aby zgodnie z ówczesnie obowiązującymi przepisami (Dz.U. 1998 nr 145 poz. 942) poziom zwierciadła wody kształtował się na głębokości co najmniej 1m poniżej dna składowiska. Założono również drenaż sygnalizacyjny pod dnem składowiska oraz drenaż nadfoliowy i drenaż głęboki. System drenażu ma zbierać odcieki ze składowiska, które są następnie kierowane do oczyszczalni ścieków. Nowe składowisko zgodnie z projektem zostało podzielone na 5 kwater (rys. 11) o następujących pojemnościach:

- Kwatera K1 – 176,4 tys. m³
- Kwatera K2 – 262,9 tys. m³
- Kwatera K3 – 231,9 tys. m³
- Kwatera K4 – 280,9 tys. m³
- Kwatera K5 – 480 tys. m³

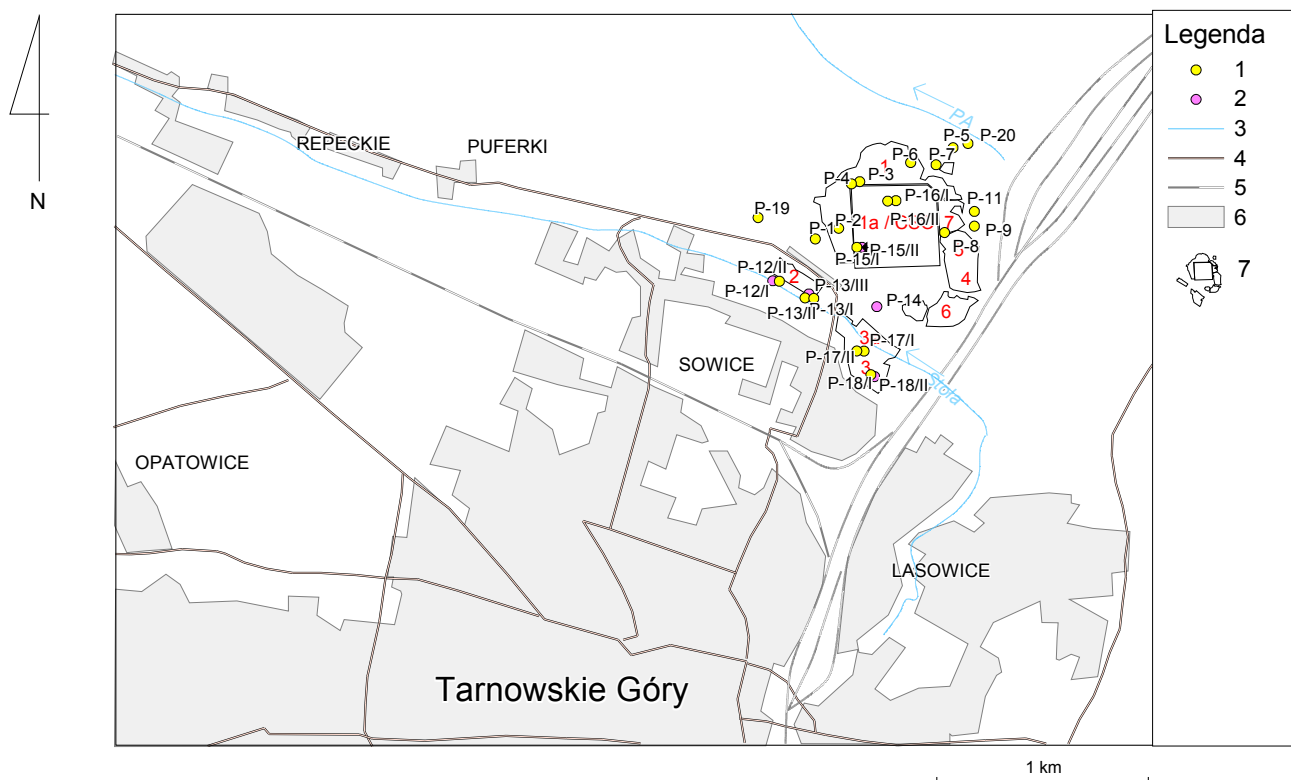
Do końca 2005 r. wybudowano całe podłoże centralnego składowiska odpadów (rys. 12) i drenaż do odbioru odcieków i ich skierowania do chemicznej oczyszczalni ścieków, zlikwidowano 5 zwałowisk odpadów (rys. 11), unieszkodliwiając w CSO około 900 tys., m³ odpadów, wyregulowano i częściowo wybudowano nowe koryto rzeki Stoły na wysokości Zakładów Chemicznych oraz wyburzono prawie wszystkie obiekty budowlane dawnych Zakładów Chemicznych (inf. ze strony internetowej Zakładów: <http://www.zchtg.top.pl>). Pozostałe prace od początku 2006 roku są praktycznie wstrzymane ze względu na problemy z finansowaniem inwestycji (inf. ustna: b. ZCh).

4. Monitoring wód podziemnych w rejonie byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”

4.1 Charakterystyczne fazy rozwoju sieci LMWP

Lokalny monitoring wód podziemnych wokół działających jeszcze ZCh „Tarnowskie Góry” rozpoczęto w 1990 roku. Od tego czasu sieć LMWP podlegała częstym modyfikacjom i reorganizacjom. Aby opis sieci LMWP był jak najbardziej przejrzysty oraz jednolity wybrano 4 charakterystyczne momenty jej rozwoju (rys. 13 – 16):

- Rok 1990 – powstanie sieci LMWP i jej pierwsze opróbowanie
- Rok 1995 – likwidacja Z. Ch. Tarnowskie Góry, a także pierwsze opróbowanie sieci LMWP w zakresie obejmującym tak istotne wskaźniki zanieczyszczenia jak bor i stront.
- Rok 1999 – najistotniejsza reorganizacja sieci LMWP, a także ostatnie opróbowanie przed rozpoczęciem budowy nowego centralnego składowiska odpadów (rok 2000). Od tego roku monitorowane są wszystkie substancje wymienione w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki i Pracy (Dz. U. Nr 186, poz. 1553) oraz w Decyzji Rady UE nr 2003/33/WE, z wyjątkiem antymonu, selenu i molibdenu.
- Rok 2004 – największa ilość punktów tworzących sieć LMWP



Rys. 13. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1990 (wg: Wilk i Schreycher, 1990). 1 – punkty LMWP-piętro czwartorzędowe, 2 - punkty LMWP-piętro triasowe, 3 – rzeki, 4 – drogi, 5 – torry kolejowe, 6 – zabudowa, 7 – składowiska.

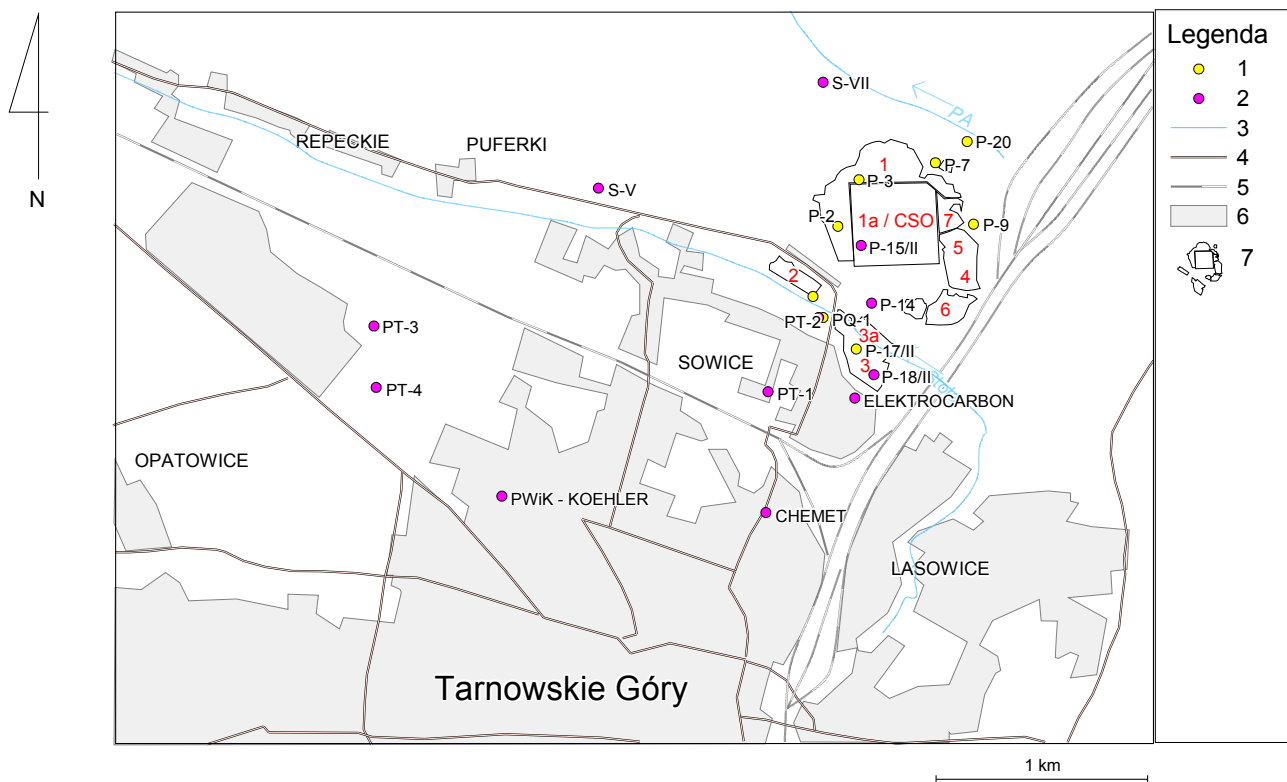
Istotne szczegóły dotyczące poszczególnych faz rozwoju, takie jak ilość punktów sieci w każdym z pięter wodonośnych, częstotliwość opróbowania, zakres oznaczeń wskaźników fizykochemicznych w wodach, itp. zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Rozwój sieci LMWP wokół składowisk byłych Zakładów Chemicznych "Tarnowskie Góry".

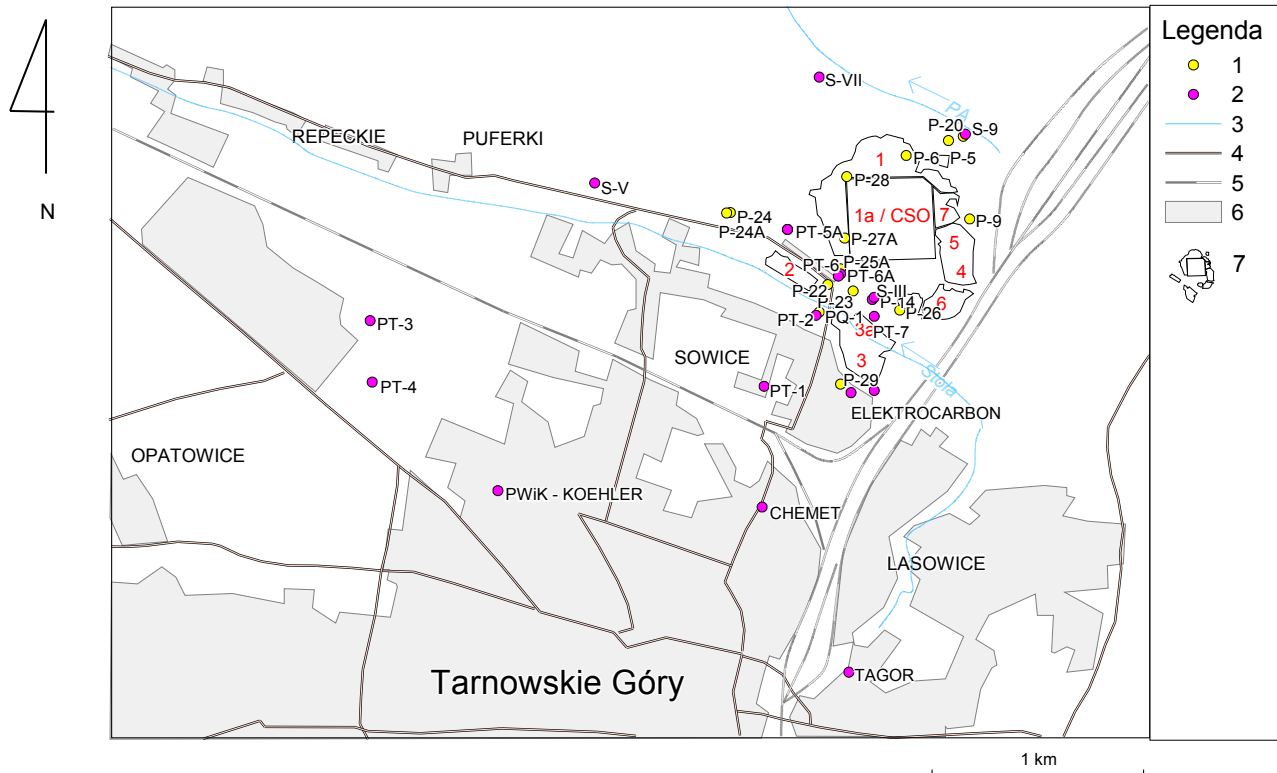
rok	Ilość punktów sieci LMWP			zakres badań	częstotliwość opróbowania
	piętro Q	piętro T	suma		
1990	21	5	26	wapń, magnez, sól, bar, kadm, miedź, ołów, cynk, chlorki, siarczany	raz na kwartał
1995	8	12	20	wapń, magnez, sól, bar, bor, stront, kadm, miedź, ołów, cynk, chlorki, siarczany	raz na kwartał
1999	15	18	33	barwa, mętność, zapach, pH, subst. rozp. ogólne.,subst. rozp. mineralne,subst. rozp. lotne, CZHT(Mn), azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, fosforany rozpuszczone, fluorki, krzemionka zdysocjowana, zasadowość ogólna i mineralna, fenole lotne, twardość ogólna, wapń, magnez, sól, potas, żelazo ogólne, mangan, bar, chrom ogólny, bor, stront, arsen, nikiel, kobalt, kadm, miedź, ołów, cynk, chlorki, siarczany, detergenty, rozp. zw. org.	raz na kwartał
2004	16	24	40	pH, przewodność, substancje rozpuszczone, utlenialność-ChZT (Mn), amoniak, azotany, azotyny*, chlorki, siarczany, bar, bor, glin*, kadm*, mangan, miedź*, ołów*, stront, żelazo, wapń, magnez, sól, potas, wodorowęglany;	raz na kwartał
				detergenty anionowe*, arsen**, cynk**, nikiel**, glin**, kadm**, miedź**, ołów**	raz na rok

* - tylko dla piętra czwartorzędowego

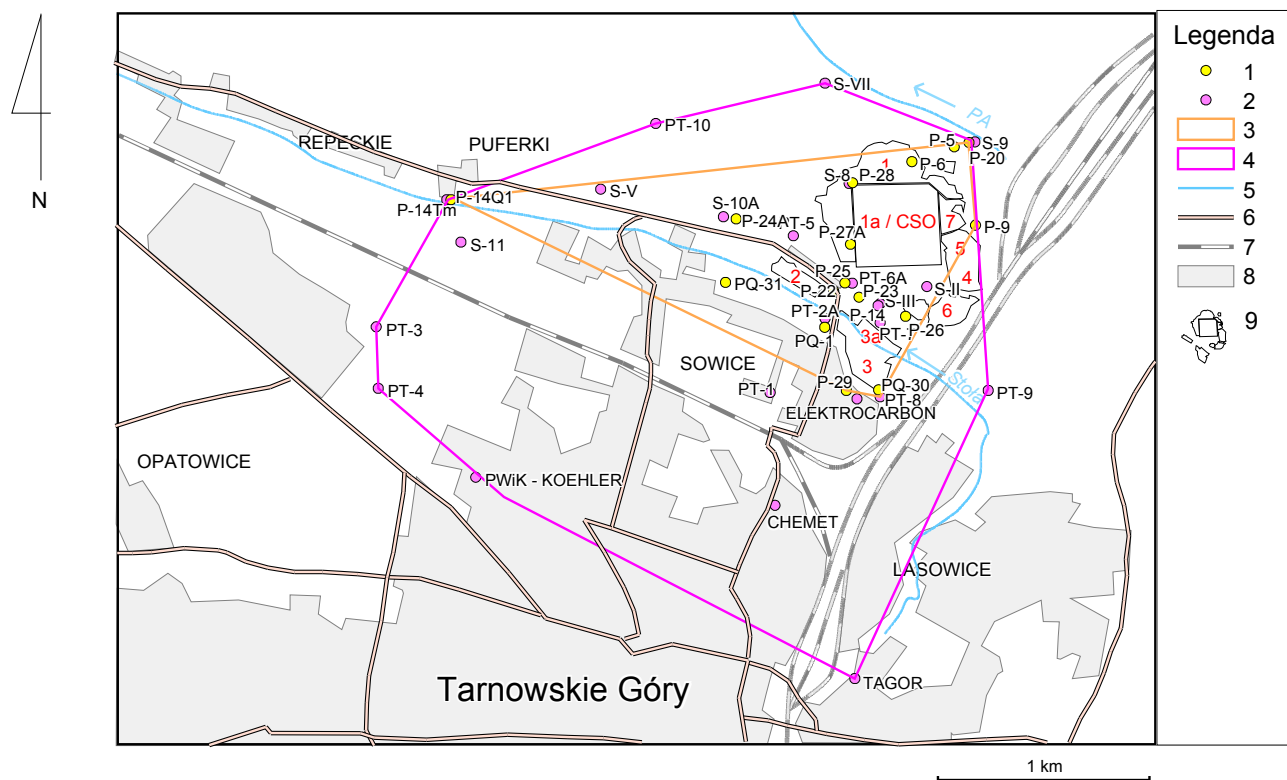
** - tylko dla piętra triasowego



Rys. 14. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1995 (wg: niepubl. inf. Arch. ZCh). Objasnienia jak na rys. 13.



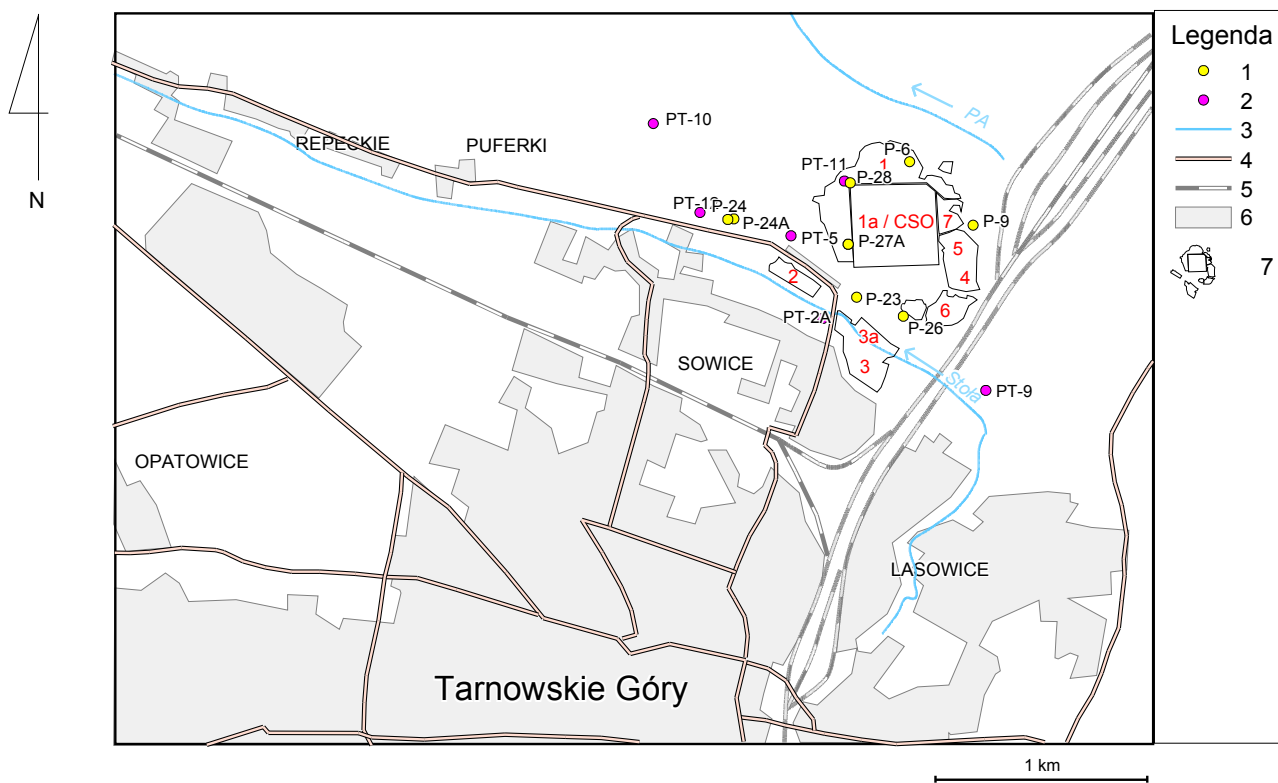
Rys. 15. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 1999 (wg: Górnik i Bielewicz, 1999). Objasnienia jak na rys. 13.



Rys. 16. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan na rok 2004 wg projektu Rubin i in. (2002). 1 – punkty LMWP-piętro czwartorzędowe, 2 - punkty LMWP-piętro triasowe, 3 – maksymalny zasięg LMWP w piętrze czwartorzędowym, 4 – maksymalny zasięg LMWP w piętrze triasowym, 5 – rzeki, 6 – drogi, 7 – tory kolejowe, 8 – zabudowa, 9 – składowiska.

Na rys. 17 przedstawiono projekt sieci LMWP po zamknięciu CSO (Witkowski i in., 2004) wprowadzający daleko idącą redukcję ilościową punktów tworzących sieć. Reorganizacja według wspomnianego projektu rozpoczęła się w roku 2005, jest jednak zawieszona do czasu zamknięcia CSO, gdyż proces przenoszenia odpadów na nowe składowisko przedłuża się. Do roku 2006 dokonano więc jedynie nieznacznych zmian w sieci LMWP w stosunku do stanu na rok 2004 (inf. arch. ZCh b. „Tarnowskie Góry”):

- włączono ponownie do sieci LMWP jeden czwartorzędowy piezometr P-24A
- wyłączyło z sieci LMWP cztery triasowe piezometry i studnie: PT-6, S-V, S-10a i S11, a włączono dwa nowo odwiercone piezometry PT-11 oraz PT-12



Rys. 17. Sieć LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; stan docelowy po zamknięciu CSO, wg projektu Witkowskiego i in. (2004). Objasnienia jak na rys. 13.

4.2 Reprezentatywność sieci LMWP

Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz.U. 2002r nr 220 poz 1858) jako minimalną ilość punktów monitoringowych przyjmuje 3 punkty dla każdego z poziomów wodonośnych (z czego 1 na napływie a 2 na odpływie wód podziemnych z rejonu składowisk). Jednakże tak mała ilość punktów nie zapewnia najczęściej przestrzennej reprezentatywności sieci LMWP. W sposób oczywisty reprezentatywność sieci LMWP zależy od jej gęstości i jest tym większa, im większe jest zagęszczenie punktów sieci. Gęstość około 1 piezometr/hektar jest zwykle zalecana dla sieci LMWP wokół składowisk odpadów w ogólności (Szczepańska i Twardowska, 2004b). W przypadku sieci monitoringu lokalnego wokół składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” należałoby oczekiwać raczej gęstości większej, gdyż odpady na nich zdeponowane są zaliczane do odpadów niebezpiecznych. Odpady te ponadto cechują się wysoką zmiennością przestrzenną składu chemicznego (Rubin, 1999). Tymczasem gęstość sieci LMWP wokół składowisk b. Zakładów Chemicznych jest niejednorodna, a spore obszary starych składowisk oraz ścisłego ich otoczenia nie są monitorowane. Znaczną komplikacją są również lokalne warunki hydrogeologiczne powodujące niejednorodność zbioru punktów sieci LMWP w obrębie pięter wodonośnych.

Z tego powodu Witkowski i in. (2005) proponują stosować przy opisie sieci LMWP podział nie tylko na dwa piętra wodonośne, ale także dużo bardziej szczegółowe zaszeregowanie punktów sieci:

- W zależności od głębokości i długości zafiltrowania w obrębie każdego z pięter wodonośnych:
 - piętro czwartorzędowe
 - płytszy poziom wodonośny
 - głębszy poziom wodonośny
 - piętro triasowe
 - poziom wodonośny wapienia muszlowego
 - część stropowa
 - część spągowa
 - poziom wodonośny retu
- W zależności od położenia punktów:
 - w strefie napływu wód w rejon składowisk
 - w strefie składowisk
 - pod przykryciem glinami
 - bez przykrycia glinami
 - w strefie odpływu wód z rejonu składowisk
 - bezpośredniej
 - bliskiej
 - dalekiej
- W zależności od położenia punktów ujmujących czwartorzędowe piętro wodonośne:
 - na lewym brzegu rzeki Stoły
 - na prawym brzegu rzeki Stoły
 - w strefie lokalnego spływu na N, ku potokowi PA
 - w strefie lokalnego spływu na SW, ku rzece Stole

Poprzez kombinacje różnych kategorii przytoczonego powyżej podziału Witkowski i in. (2005) uzyskują 22 jednolite podzbiory punktów LMWP. Podział ten jest oczywiście jak najbardziej słuszny z punktu widzenia jednolitości wydzielonych podzbiorów. Jednakże rozbięcie zbioru danych na 22 podzbiory skutkuje spadkiem liczebności danych. W efekcie do większości podzbiorów autorzy zaszeregowali jedynie po 1 – 2 punkty monitoringowe w sieci

funkcjonującej w roku 2004. Powoduje to praktycznie brak reprezentatywności danych dla wydzielonych podzbiorów, gdyż tak niska liczebność nie uprawnia do przeprowadzenia dla nich choćby uproszczonej analizy statystycznej.

W przypadku rejonu b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” niezbędne jest więc zastosowanie rozwiązania kompromisowego, tak aby nie dopuścić do zbytniego spadku liczebności danych w poszczególnych podzbiorach, biorąc pod uwagę nie tylko sieć funkcjonującą w roku 2004 (kiedy liczebność sieci LMWP była największa), ale i z lat 1990, 1995 oraz 1999. Na tej podstawie w niniejszej pracy przyjęto następujące założenia dotyczące reprezentatywności punktów sieci LMWP:

- Zasadniczy podział sieci LMWP wynika z zaszeregowania punktu do piętra wodonośnego – wszystkie analizy i zestawienia wykonano oddzielnie dla piętra czwartorzędowego i triasowego.
- Dodatkowo, dla oceny zmienności w układzie przestrzennym i czasowym oraz dla oceny stanu chemicznego dokonano podziału na strefę napływu, strefę ogniskową i strefę odpływu
- W niektórych przypadkach odrzucano ze zbioru danych niektóre punkty nie zachowujące ciągłości przestrzennej z resztą zbioru. Dotyczyło to w szczególności piętra czwartorzędowego i punktów leżących w strefie odmiennego reżimu hydrogeologicznego. Szczegóły podziału na strefy oraz zasady odrzucania punktów ze zbioru danych przedstawiono każdorazowo w odpowiednich rozdziałach niniejszej pracy.

4.3 Reprezentatywność przestrzenna sieci LMWP

Analizę reprezentatywności przestrzennej sieci LMWP wykonano dla czterech faz jej rozwoju (dla lat: 1990, 1995, 1999 oraz 2004) za pomocą dwóch niezależnych metod:

- Wyliczenia wskaźnika reprezentatywności sieci - metoda ta opiera się jedynie na geometrii sieci, nie biorąc pod uwagę specyficznego rozkładu stężeń zanieczyszczeń w sieci LMWP.
- Geostatystycznej analizy istotności poszczególnych punktów sieci LMWP – metoda ta bierze pod uwagę zarówno geometrię sieci LMWP jak i specyficzny rozkład stężeń substancji wskaźnikowych

Druga metoda wymaga uprzedniego wyboru substancji wskaźnikowych, a więc już na tym etapie dokonano wyboru pięciu substancji wskaźnikowych, które są podstawą wszelkich analiz statystycznych. Są to:

- bar

- bor
- stront
- chlorki
- siarczany

Przy wyborze substancji wskaźnikowych kierowano się następującymi kryteriami:

- Wybierano wskaźniki charakterystyczne dla profilu produkcji byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”
- Wybierano tylko te wskaźniki, których stężenia przekraczały w większości przypadków granice oznaczalności, a zatem umożliwiały przeprowadzenie analiz statystycznych (z powodu dużej ilości wyników poniżej granicy oznaczalności nie udało się włączyć do analizy m.in.: arsenu, cynku i miedzi).

4.3.1. Wyznaczenie wskaźnika reprezentatywności sieci LMWP

Wskaźnik reprezentatywności sieci R jest miarą jej jednorodności. Wskaźnik ten wyliczono za pomocą programu GWstat ze wzoru (Grath i in., 2001):

$$R = \frac{37,7}{d_{sr} \sqrt{n/F}} [\%]$$

gdzie:

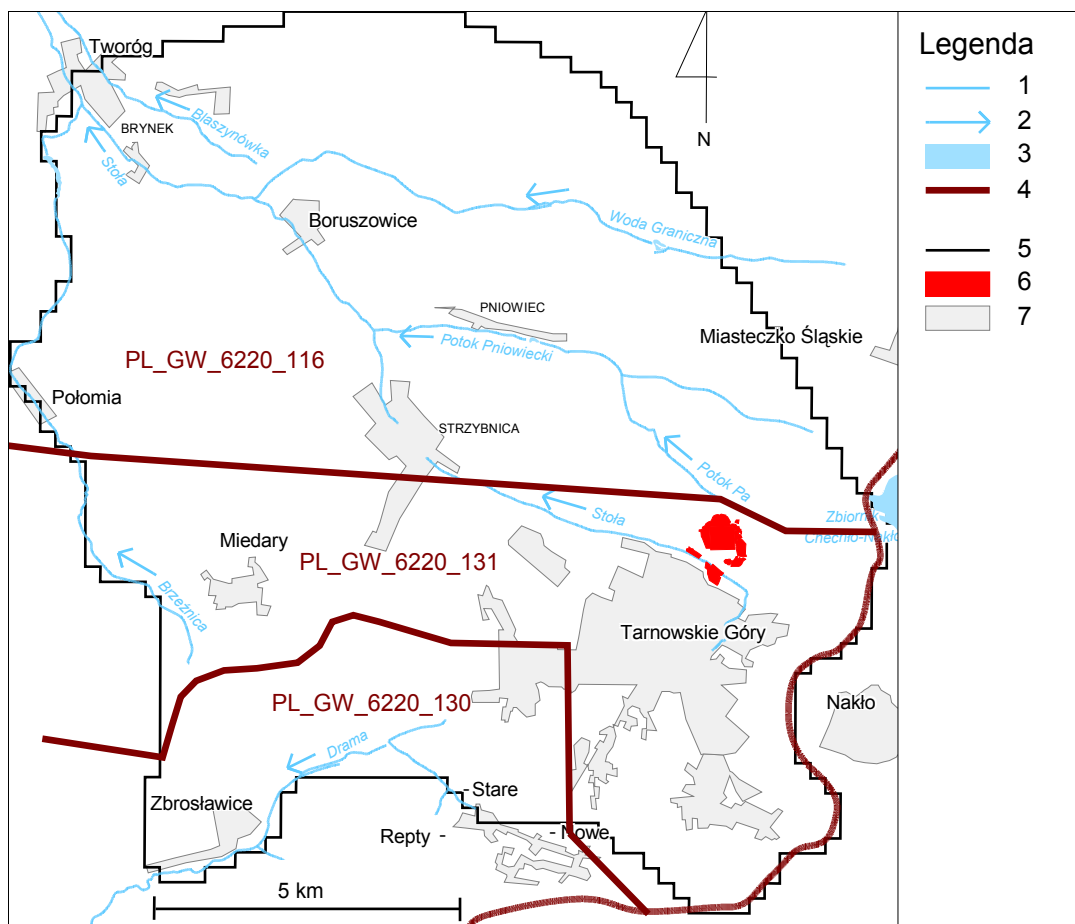
R – wskaźnik reprezentatywności sieci [%]

d_{sr} – średnia minimalna odległość pomiędzy dowolnym punktem na obszarze, a najbliższym punktem monitoringowym [m]

n – liczba punktów monitoringowych

F – powierzchnia badanego obszaru [m²]

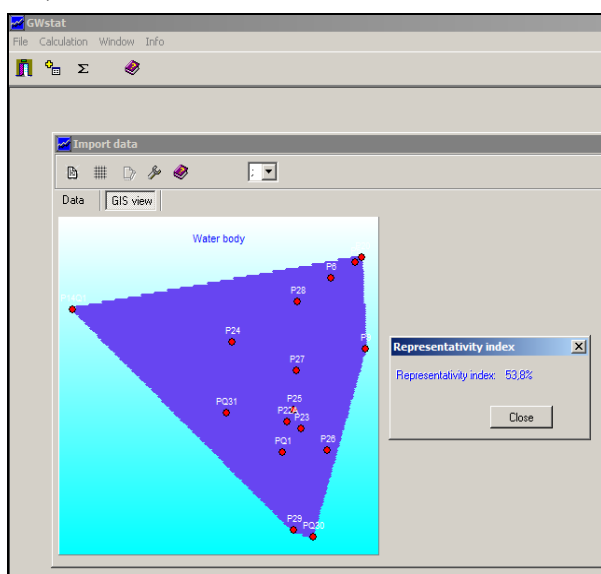
W celu obliczenia wskaźnika reprezentatywności sieci niezbędne było wyznaczenie powierzchni zajmowanej przez sieć LMWP dla piętra czwartorzędowego jak i triasowego. Aby umożliwić porównania pomiędzy poszczególnymi krokami czasowymi, powierzchnia ta musi być jednakowa we wszystkich analizowanych okresach. Jako że powierzchnie Głównych Zbiorników Wód podziemnych jak i „Jednolitych Części Wód” (rys. 18) są niewspółmiernie duże w stosunku do zasięgu LMWP, nie można było ich przyjąć jako obszaru, dla którego wyznacza się wskaźnik reprezentatywności sieci.



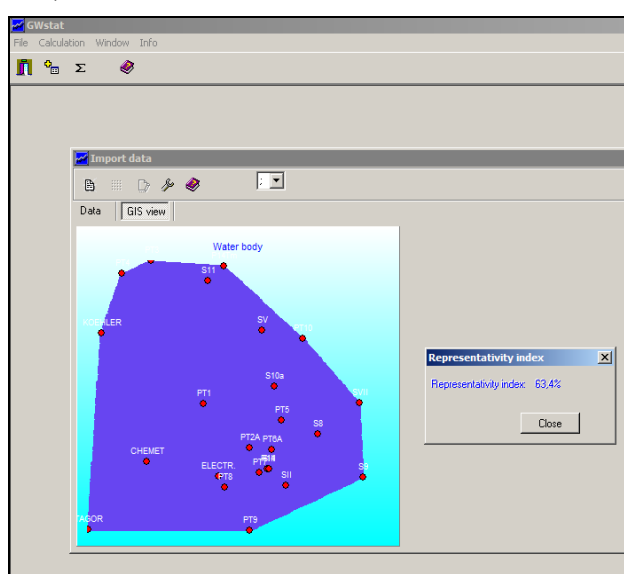
Rys. 18. Obszar badań oraz zasięg składowisk b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” na tle mapy jednolitych części wód podziemnych (GWB) wyznaczonych przez PIG. 1 – rzeki, 2 – kierunki przepływu wód powierzchniowych, 3- zbiorniki wód powierzchniowych, 4 – granice jednolitych części wód podziemnych (GWB), 5 – granica obszaru badań modelowych, 6 – obszar składowisk, 7 – zabudowa.

Z tego powodu jako jednolity obszar odniesienia przyjęto zasięg sieci LMWP w roku 2004. Powierzchnia tego obszaru różni się znacznie w przypadku piętra czwartorzędownego i triasowego, a więc konieczne było jej wyznaczenie dla każdego z analizowanych pięter wodonośnych (rys. 16).

a)



b)



Rys. 19. Wyznaczanie wskaźnika reprezentatywności za pomocą programu GWStat – przykładowe zrzuty ekranu dla roku 2004; a) - piętro czwartorzędowne, b) - piętro triasowe.

Wskaźnik reprezentatywności R obliczono osobno dla piętra czwartorzędowego i triasowego, dla poszczególnych lat: 1990, 1995, 1999 oraz 2004 (tabela 3; rys. 19).

Tabela 3. Wskaźnik reprezentatywności sieci LMWP b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

Rok	Ilość punktów sieci LMWP		Wskaźnik reprezentatywności R	
	piętro czwartorzędowe	piętro triasowe	piętro czwartorzędowe	piętro triasowe
1990	21	5	35,1%	49,7%
1995	8	12	38,4%	70,1%
1999	15	18	45,5%	62,4%
2004	16	24	53,8%	63,4%

Na podstawie analizy wartości wskaźnika R w poszczególnych latach można wyciągnąć następujące wnioski:

- Dla piętra czwartorzędowego wskaźnik R wzrasta z czasem od 35,1% w roku 1990 do 53,8% w roku 2004.
- Dla piętra triasowego wskaźnik R najniższy był w roku 1990 (49,7 %), a najwyższy w roku 1995 (70,1%).
- Wskaźnik R nigdy nie przekraczał granicznej wartości 80%, powyżej którą sieć LMWP uznaje się za reprezentatywną (Grath i in., 2001). Wynika z tego, że sieć LMWP jest geometrycznie niejednorodna. Dotyczy to w szczególności piętra czwartorzędowego, gdzie większość punktów jest skupiona w strefie ogniskowej.

4.3.2. Geostatystyczna analiza istotności punktów sieci LMWP

Za pomocą programu MAROS (Aziz i in., 2004) przeprowadzono geostatystyczną analizę istotności poszczególnych punktów sieci LMWP. Analizę przeprowadzono w oparciu o ocenę niezbędności tych punktów przy szacowaniu stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczenia w wodach podziemnych: baru, boru, strontu, chlorków oraz siarczanów. W tym celu symulowano usunięcie poszczególnych piezometrów z sieci i zastąpienie rzeczywistych pomiarów poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia wartościami interpolowanymi na podstawie piezometrów sąsiednich (tzw. „naturalnych sąsiadów”).

Współczynnik istotności (SF) każdego z punktów sieci LMWP oceniano następnie poprzez porównanie przekształconych funkcją logarytmiczną stężeń rzeczywistych (NC) oraz

symulowanych (EC) w danym punkcie (Rice i in., 1995, Mace i in., 1997). Do obliczeń użyto następujących wzorów (Ling i Rifai, 2004a):

$$SF = \left| \frac{EC_0 - NC_0}{\max(EC_0, NC_0)} \right|$$

$$EC_0 = \sum_{i=1}^n \left(NC_i \cdot \frac{1}{d_{oi}} \right) / \sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{oi}}$$

gdzie:

EC_0 – szacowane stężenie w skali logarytmicznej w punkcie N_0

NC_0 – pomierzone stężenie w skali logarytmicznej w punkcie N_0

NC_i – pomierzone stężenie w skali logarytmicznej w punkcie N_i ($i = 1, 2, \dots, n$)

n – liczba „naturalnych sąsiadów”

d_{oi} – odległość pomiędzy punktem N_0 , a jego „naturalnym sąsiadem” N_i

Współczynnik SF z definicji zawiera się w przedziale od 0 do 1; im większa jego wartość, tym większa istotność danego punktu dla reprezentatywności sieci LMWP. Zwykle przyjmuje się, że wartości współczynnika SF poniżej 0,1 świadczą o zbędności danego punktu (tabela 4)

Tabela 4. Statystyczna istotność punktu LMWP w zależności od wartości współczynnika SF . (Ling i Rifai, 2004).

Współczynnik SF	Istotność punktu LMWP
<0,1	bardzo niska (punkt zbędny)
0,1 - 0,3	niska
0,3 - 0,6	średnia
0,6 - 0,9	wysoka
>0,9	bardzo wysoka

Za pomocą opisanej metody obliczono współczynniki SF , dla sieci monitoringowej piętra czwartorzędowego i triasowego w poszczególnych latach: 1990, 1995, 1999 oraz 2004.

Używając programu MAROS najpierw wyliczano wartości SF dla każdego z punktów sieci (tabele 5-6), a następnie dla każdego z analizowanych lat wyliczono średni SF , uśredniając wyniki ze wszystkich punktów reprezentujących dane piętro wodonośne (tabela 7).

Tabela 5. Wartości współczynnika SF dla poszczególnych punktów sieci LMWP b. ZCh. „Tarnowskie Góry” obliczone przy pomocy programu MAROS. Piętro czwartorzędowe.

Współczynnik SF dla piętra czwartorzędowego							
1990		1995		1999		2004	
P-1	0,24	P-13/II	0,23	P-20	0,40	P-20	0,46
P-11	0,25	P-17/II	0,44	P-22	0,24	P-22	0,20
P-12/I	0,11	P-2	0,25	P-23	0,30	P-23	0,35
P-12/II	0,11	P-20	0,37	P-24	0,42	P-24A	0,15
P-13/I	0,20	P-3	0,27	P-24A	0,39	P-25	0,39
P-13/II	0,20	P-7	0,29	P-25	0,41	P-26	0,21
P-15/I	0,03	P-9	0,33	P-26	0,22	P-27A	0,30
P-16/I	0,27			P-27A	0,33	P-28	0,16
P-17/I	0,03			P-28	0,16	P-5	0,49
P-17/II	0,03			P-5	0,38	P-6	0,30
P-19	0,29			P-6	0,40	P-9	0,29
P-2	0,08			P-9	0,20		
P-20	0,03						
P-3	0,27						
P-4	0,14						
P-5	0,14						
P-6	0,28						
P-7	0,27						
P-8	0,20						
P-9	0,43						

Tabela 6. Wartości współczynnika SF dla poszczególnych punktów sieci LMWP b. ZCh. „Tarnowskie Góry” obliczone przy pomocy programu MAROS. Piętro triasowe.

Współczynnik SF dla piętra triasowego					
1995		1999		2004	
CHEMET	0,33	CHEMET	0,11	CHEMET	0,20
ELEKTROCARBON	0,24	ELEKTROCARBON	0,12	ELEKTROCARBON	0,04
KOEHLER	0,14	KOEHLER	0,18	KOEHLER	0,23
P-14	0,20	P-14	0,32	P-14	0,47
P-15/II	0,22	PT-1	0,31	P-14Tm	0,29
P-18/II	0,47	PT-2	0,22	PT-1	0,32
PT-1	0,20	PT-3	0,23	PT-10	0,30
PT-2	0,14	PT-4	0,22	PT-2	0,31
PT-3	0,11	PT-5A	0,23	PT-3	0,40
PT-4	0,20	PT-6	0,16	PT-4	0,44
S-V	0,30	PT-6A	0,16	PT-5	0,28
S-VII	0,39	PT-7	0,17	PT-6A	0,30
		PT-8	0,16	PT-7	0,22
		S-9	0,37	PT-8	0,16
		S-III	0,36	PT-9	0,42
		S-V	0,51	S-10a	0,51
		S-VII	0,10	S-11	0,30
		TAGOR	0,34	S-8	0,18
				S-9	0,32
				S-II	0,17
				S-III	0,42
				S-V	0,29
				S-VII	0,15
				TAGOR	0,34

Tabela 7. Średni współczynnik SF obliczony dla sieci LMWP b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

Rok	Ilość punktów sieci LMWP		Średni współczynnik SF	
	piętro czwartorzędowe	piętro triasowe	piętro czwartorzędowe	piętro triasowe
1990	21	5	0,18	b.d.*
1995	8	12	0,31	0,24
1999	15	18	0,32	0,24
2004	16	24	0,30	0,29

* - b.d. – brak danych

Analizę wartości współczynnika SF w poszczególnych latach można podsumować następująco:

- Sporadycznie współczynnik SF przyjmuje wartości mniejsze od 0,1 dla poszczególnych piezometrów (tabela 5 i 6), a mianowicie dla kilku piezometrów z roku 1990 (piętro czwartorzędowe), które już w większości nie istnieją oraz dla pojedynczego punktu w roku 2004 – triasowej studni ELEKTROCARBON.
- Średni współczynnik SF dla poszczególnych lat i pięter wodonośnych (tabela 7) jest niski, ale zawsze przekracza 0,1, co oznacza, że generalnie sieć LMWP nie była ani nadmiernie rozbudowana, ani zbyt skąpa do oceny przestrzennej zanieczyszczenia. Wyjątkiem jest rok 1990, w którym dla piętra czwartorzędowego uzyskano najniższy średni współczynnik SF (0,18), a dla piętra triasowego współczynnika SF nie dało się obliczyć ze względu na zbyt małą ilość danych (5 punktów monitoringowych).

4.3.3. Optimalizacja gęstości punktów monitoringowych tworzących sieć LMWP

Ostatnim etapem analizy reprezentatywności przestrzennej sieci LMWP było określenie stref, w których należy zagęścić sieć LMWP. W tym celu oszacowano statystyczną istotność hipotetycznych nowych punktów umieszczonych w środku trójkątów, których wierzchołki oparto na funkcjonujących w roku 2004 punktach LMWP. Współczynnik istotności nowych hipotetycznych punktów LMWP wyliczono wzorem (Ling i Rifai, 2004):

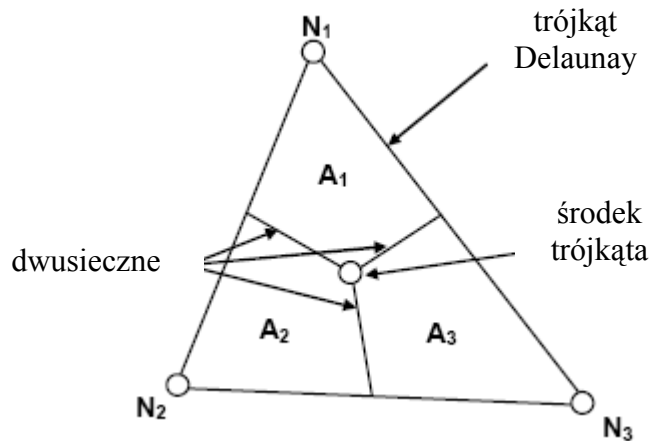
$$SF_{Avg} = \frac{SF_1 \cdot A_1 + SF_2 \cdot A_2 + SF_3 \cdot A_3}{A_1 + A_2 + A_3}$$

gdzie:

SF_{Avg} – wartość współczynnika istotności dla nowego hipotetycznego punktu sieci LMWP umieszczonego w środku trójkąta Delaunay (rys. 20)

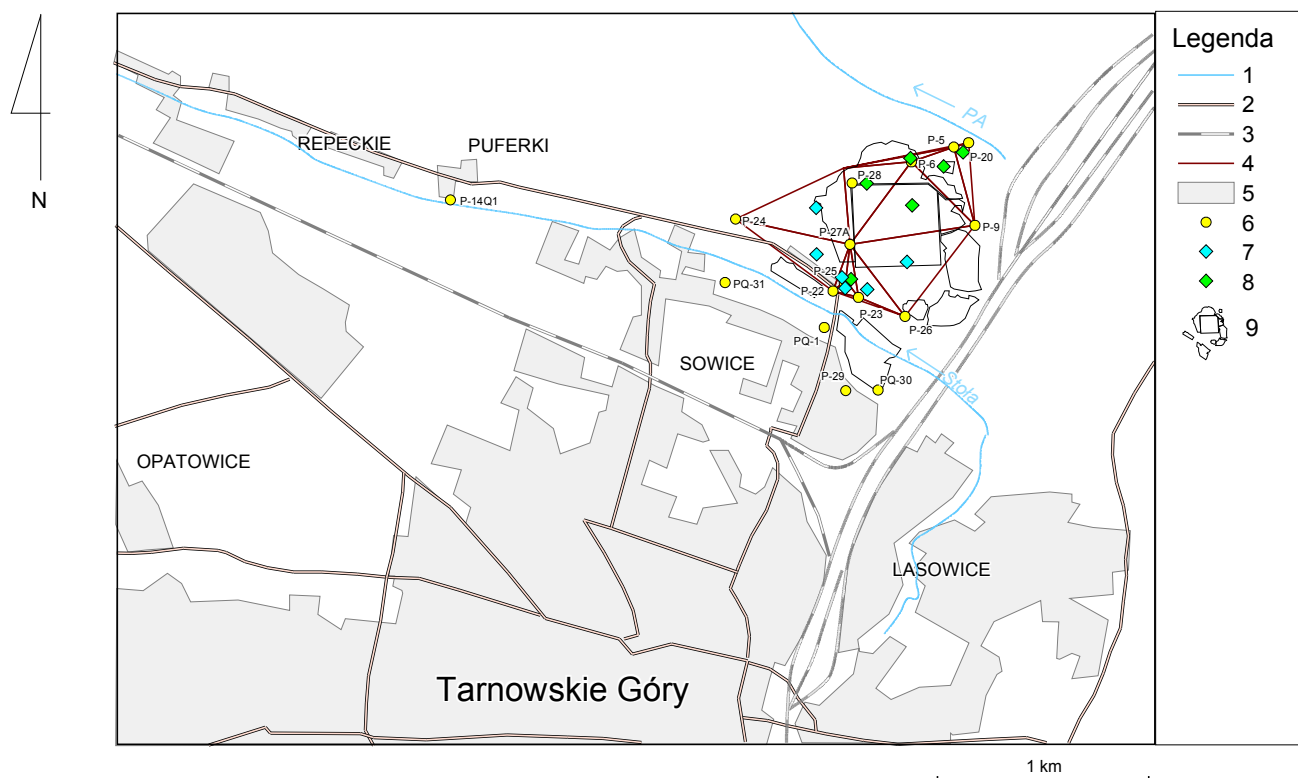
SF_1, SF_2, SF_3 – wartości średnie współczynnika istotności w punktach N_1, N_2, N_3 (rys.20)

A_1, A_2, A_3 – powierzchnia pól jak na rys. 20

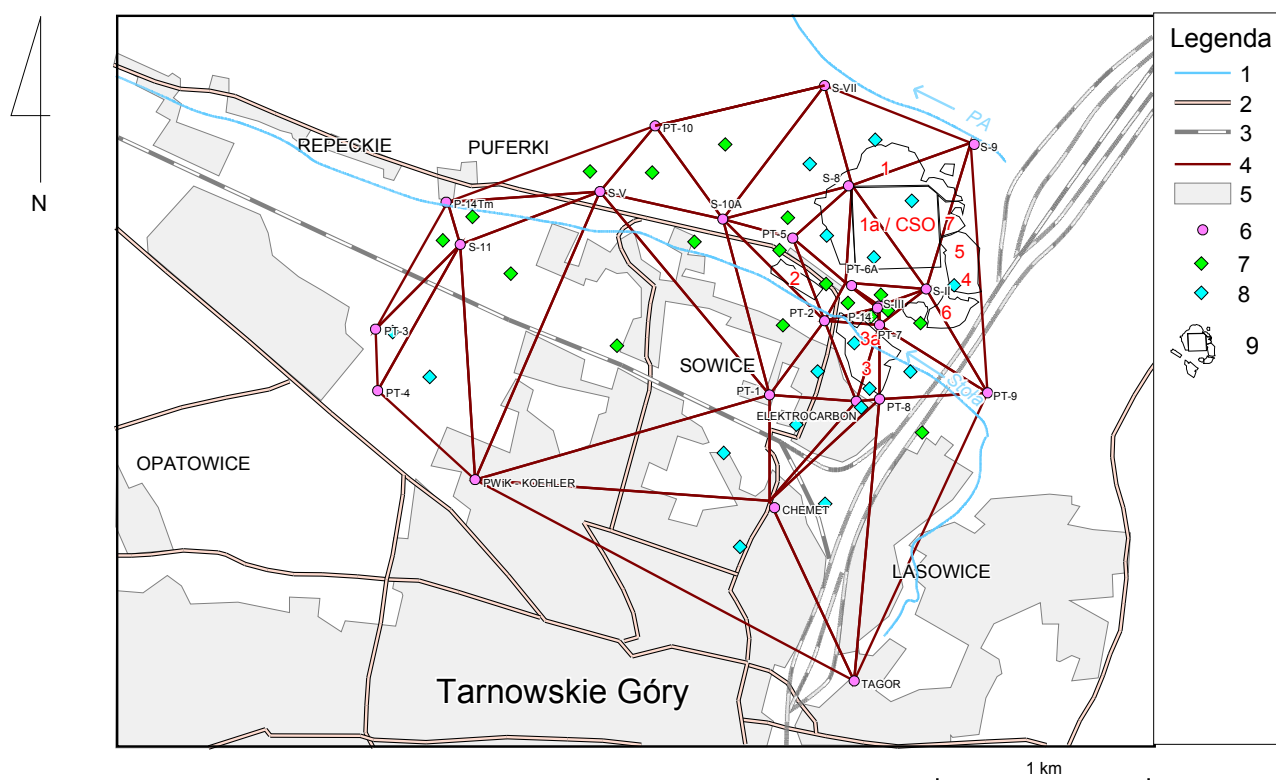


Rys. 20. Trójkąt Delaunay do obliczenia współczynnika SF dla nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP (Ling i Rifai, 2004)

Następnie porównano uzyskane wartości współczynnika SF z wartościami progowymi podanymi w tabeli 4. Dla żadnego z nowych hipotetycznych punktów nie odnotowano wysokiej ani bardzo wysokiej statystycznej istotności, jednak dla wielu z nich zanotowano istotność średnią. Oznacza to, że reprezentatywność sieci LMWP w roku 2004 była dostateczna, jednak mogłaby ulec poprawie dzięki włączeniu do niej nowych punktów. Na podstawie czysto statystycznej analizy można stwierdzić, że w przypadku podjęcia decyzji o uzupełnieniu sieci LMWP w czwartorzędomym piętrze wodonośnym nowe potencjalne piezometry powinny zostać wykonane głównie w rejonie północnego obrzeżenia nowego centralnego składowiska odpadów (rys. 21). Z kolei w piętrze triasowym największą korzyść dla poprawy reprezentatywności sieci LMWP przyniosłyby punkty zlokalizowane w południowo-wschodniej oraz centralnej części rejonu składowisk, a także na zachód od byłych Z.Ch. „Tarnowskie Góry” (rys. 22).



Rys. 21. Statystyczna istotność nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP – piętro czwartorzędowe. 1 – rzeki, 2 – drogi, 3 – tory kolejowe, 4 – granice trójkątów Delanuay, 5 – zabudowa, 6 – istniejące punkty LMWP, 7 – niska istotność nowego punktu LMWP ($SF < 0,3$), 8 – średnia istotność nowego punktu LMWP ($0,3 < SF < 0,6$), 9 – składowiska.



Rys. 22. Statystyczna istotność nowych hipotetycznych punktów sieci LMWP – piętro trzecie. 1 – rzeki, 2 – drogi, 3 – tory, 4 – granice trójkątów Delanuay, 5 – zabudowa, 6 – istniejące punkty LMWP, 7 – niska istotność nowego punktu LMWP ($SF < 0,3$), 8 – średnia istotność nowego punktu LMWP ($0,3 < SF < 0,6$), 9 – składowiska.

4.4 Minimalna zalecana częstotliwość opróbowania zapewniająca reprezentatywność czasową

Przepisy prawne dotyczące prowadzenia badań w sieci monitoringu lokalnego w Polsce są dosyć rygorystyczne, jeśli chodzi o częstotliwość opróbowania sieci LMWP. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz.U. 2002r nr 220 poz 1858) nakazuje opróbowanie raz na 3 miesiące w fazie eksploatacji składowiska a w fazie poeksploatacyjnej raz na 6 miesięcy. Warto jednak rozważyć możliwość obniżenia częstości oznaczeń niektórych wskaźników w wybranych punktach monitoringowych jako alternatywę dla ograniczania zasięgu przestrzennego i gęstości sieci LMWP w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Dlatego też zdecydowano się na zamieszczenie w niniejszej pracy sugerowanych minimalnych częstotliwości opróbowania poszczególnych punktów sieci LMWP (tabela 8 i 9). Do obliczeń minimalnych częstotliwości opróbowania sieci LMWP pod kątem wybranych i analizowanych w pracy wskaźników zanieczyszczeń (bar, bor, stront, chlorki oraz siarczany) zastosowano program MAROS. Ridley i in., (1995) oraz Ling i Rifai (2004) opisują szczegółowo wielostopniowe algorytmy decyzyjne używane w ostatnich latach w USA do wyznaczenia minimalnej dopuszczalnej częstości opróbowania punktów LMWP na podstawie:

- aktualnych poziomów i trendów stężeń wskaźników zanieczyszczenia,
- trendów wieloletnich stężeń wskaźników zanieczyszczenia,
- poziomu toksyczności wskaźnika zanieczyszczenia.

Algorytmy te są stosowane automatycznie przez program MAROS a wynikiem jest zalecana minimalna częstotliwość opróbowania punktów sieci LMWP pod kątem poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia.

Tabela 8. Sugerowane minimalne częstotliwości opróbowania punktów sieci LMWP ujmujących czwartorzędowe piętro wodonośne pod kątem wybranych wskaźników zanieczyszczenia wyliczone programem MAROS zgodnie z procedurami stosowanymi w USA (Ridley i in., 1995; Ling i Rifai, 2004).

Punkty LMWP	Minimalna częstotliwość opróbowania				
	BAR	BOR	STRONT	CHLORKI	SIARCZANY
P-20	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
P-22	Roczna	roczna	roczna	roczna	raz na 2 lata
P-23	raz na 2 lata	roczna	roczna	roczna	roczna
P-24	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
P-24A	raz na 2 lata	roczna	roczna	roczna	roczna
P-25	Roczna	roczna	roczna	roczna	raz na 2 lata
P-26	Roczna	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
P-27A	raz na 2 lata	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
P-28	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	roczna	roczna
P-5	raz na 2 lata	kw artalnie	roczna	raz na 2 lata	półroczna
P-6	raz na 2 lata	półroczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
P-9	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata

Tabela 9. Sugerowane minimalne częstotliwości opróbowania punktów sieci LMWP ujmujących triasowe piętro wodonośne pod kątem wybranych wskaźników zanieczyszczenia wyliczone programem MAROS zgodnie z procedurami stosowanymi w USA (Ridley i in., 1995; Ling i Rifai, 2004).

Punkty LMWP	Minimalna częstotliwość opróbowania				
	BAR	BOR	STRONT	CHLORKI	SIARCZANY
CHEMET	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	roczna
ELEKTROC.	raz na 2 lata	kw artalnie	raz na 2 lata	roczna	roczna
KOEHLER	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata	roczna	roczna
P-14	kw artalnie	roczna	kw artalnie	półroczna	roczna
P-14Tm	roczna	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
PT-1	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
PT-10	roczna	roczna	roczna	roczna	roczna
PT-2	roczna	półroczna	roczna	roczna	roczna
PT-3	raz na 2 lata	roczna	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata
PT-4	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
PT-5	roczna	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
PT-5A	roczna	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
PT-6	raz na 2 lata	roczna	roczna	półroczna	półroczna
PT-6A	raz na 2 lata	półroczna	roczna	roczna	półroczna
PT-7	roczna	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
PT-8	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	roczna	roczna
PT-9	roczna	kw artalnie	roczna	roczna	roczna
S-10a	roczna	roczna	roczna	roczna	roczna
S-11	roczna	roczna	roczna	roczna	roczna
S-8	roczna	półroczna	roczna	roczna	roczna
S-9	raz na 2 lata	roczna	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata
S-II	roczna	kw artalnie	roczna	kw artalnie	kw artalnie
S-III	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	roczna	roczna
S-V	roczna	raz na 2 lata	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata
S-VII	roczna	roczna	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata
TAGOR	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata	raz na 2 lata

Wyliczone częstotliwości opróbowania mieszczą się w zakresie raz na kwartał – raz na 2 lata (tab. 8 i 9) i są zgodne z zaleceniami obowiązującymi w ostatnich latach w USA (AFCEE, 1997; NFESC, 2000). Natomiast w większości przypadków wyliczone optymalne

częstotliwości są mniejsze niż raz na kwartał, jak to podano w Rozporządzeniu Ministra Środowiska: Dz.U. 2002r nr 220 poz 1858).

Z kolei wytyczne dotyczące poboru reprezentatywnych próbek wód podziemnych zawarte w literaturze fachowej (Witczak i Adamczyk, 1994) uzależniają częstotliwości opróbowania od szybkości przepływu wód podziemnych oraz od głębokości opróbowania (tabela 10).

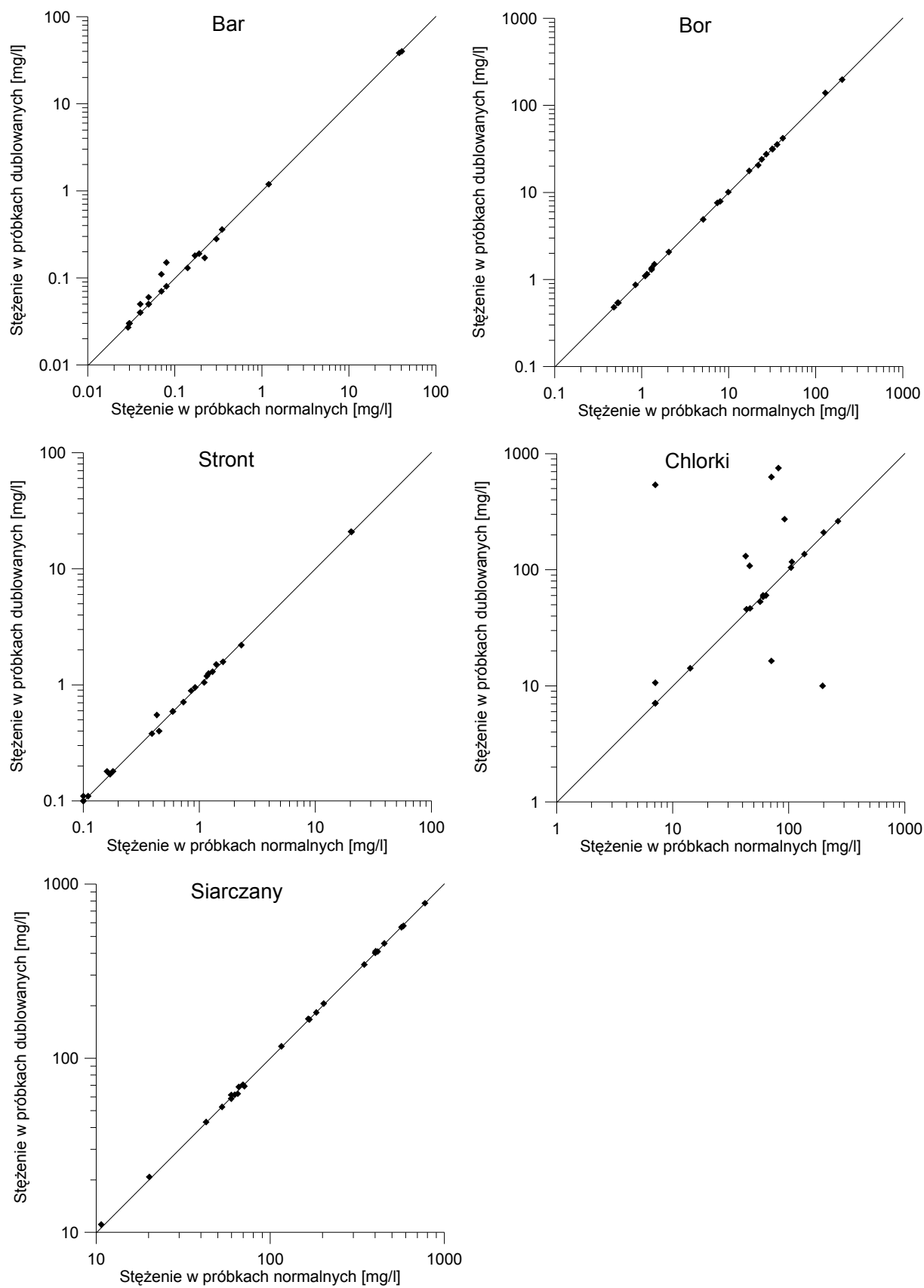
Tabela 10. Przybliżona częstotliwość opróbowania wód podziemnych (w miesiącach) oparta na przesłankach hydrogeologicznych zależnie od głębokości opróbowania oraz szybkości przepływu wód (wg DVWK, 1992 za : Witczak, Adamczyk ,1994)

Głębokość opróbowanej strefy [m.p.p.t]	Przeciętna szybkość migracji wód podziemnych [m/d]			
	Ponad 10	3-10	1-3	Poniżej 1
0-10	0,25	1	3	6
10-50	1	3	6	12
50-100	3	6	12	12
>100	24	24	24	24

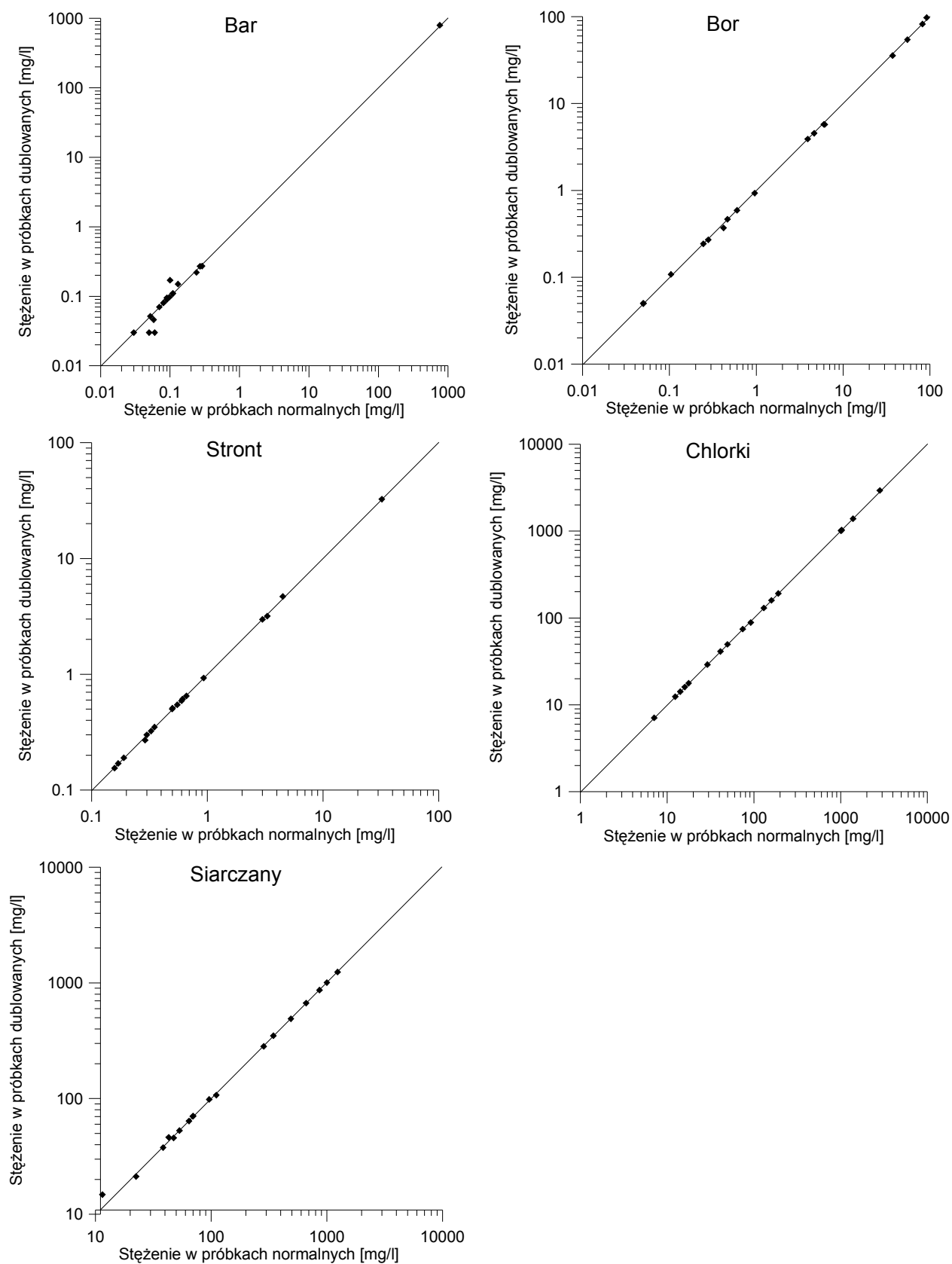
W przypadku rejonu b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”, położonego w strefie wododziałowej w obydwu piętrach wodonośnych, szybkości przepływu wynoszą poniżej 1 m/d, - przy gradientach rzędu kilku promili (por: rys 8 i 9) i przeciętnym współczynniku filtracji rzędu kilku m/d (wg bazy HYDRO). Dla takich szybkości przepływu autorzy wytycznych (Witczak i Adamczyk, 1994) proponują w zależności od głębokości opróbowania częstotliwość od półrocznej do raz na dwa lata (tabela 10), co generalnie pokrywa się z zakresem częstotliwości wyliczonym za pomocą programu MAROS (tab. 8 i 9).

4.5 Ocena precyzji oznaczeń składników chemicznych - analiza wariancji

Oceny wiarygodności danych hydrogeochemicznych pochodzących z sieci LMWP dokonano w oparciu o analizę wariancji. Podstawą oceny było porównanie oznaczeń pięciu wybranych wskaźników: baru, boru, strontu, chlorków i siarczanów oznaczanych w próbkach normalnych oraz dublowanych. Było to możliwe do przeprowadzenia dla lat 2000 – 2003, bowiem tylko w tym okresie przeprowadzano systematyczny pobór próbek kontrolnych - dublowanych. Oznaczenia wykonane były przez laboratorium Zakładu Monitoringu Środowiska Głównego Instytutu Górnictwa a ich wyniki zamieszczono w archiwalnej bazie danych b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”. Wskaźniki oznaczane były za pomocą miareczkowania argentometrycznego (chlorki), wagowo (siarczany) oraz przy użyciu spektrometrii emisyjnej ICP (bar, bor, stront). Wyniki oznaczeń składników chemicznych dla próbek normalnych i dublowanych zestawiono w tabelach 11 i 12 oraz na wykresach (rys. 23 i 24).



Rys. 23. Wykresy korelacji stężeń wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych – piętro czwartorzędowe.



Rys. 24. Wykresy korelacji stężeń wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych – piętro triasowe.

Dysponowano tylko parami oznaczeń składników chemicznych (próbki normalne i dublowane), dlatego też weryfikację danych przeprowadzono przy użyciu programu ROB2. Obliczenia prowadzono metodą klasyczną ANOVA oraz za pomocą tzw. elastycznego postępowania statystycznego (EPS, *robust statistics*), które pozwala na analizę wariancji bez konieczności odrzucania wyników obarczonych błędami grubymi (Ramsey i in., 1992; Szczepańska i Kmiecik, 2005). Obydwie metody pozwalają na wyliczenie tzw. wariancji technicznej (σ^2_{tech}), zależnej od błędów generowanych w procesie opróbowania i analityki oraz wariancji geochemicznej (σ^2_g), zależnej od naturalnego zróżnicowania stężenia wskaźnika. Wariancję całkowitą (σ^2_{tot}) wylicza się ze wzoru: $\sigma^2_{\text{tot}} = \sigma^2_{\text{tech}} + \sigma^2_g$ (Ramsey i in., 1992). Udział wariancji technicznej w wariancji całkowitej nie powinien przekroczyć 20%. Wyniki analizy wariancji metodami ANOVA oraz *robust statistics* zamieszczono w tabeli 13 i 14.

Tabela 11. Stężenia wskaźników chemicznych w próbkach normalnych i dublowanych w latach 2000-2003; sieć LMWP, piętro czwartorzędowe (mat. arch. b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”).

Wskaźnik	bar		bor		stront		chlorki		siarczany	
Metoda oznaczenia	spektrometria emisyjna ICP						argentometria		wagowo	
Lp	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.
1	0,08	0,08	32,00	31,50	0,43	0,55	70,9	630,0	582,0	576,0
2	0,05	0,06	129,00	139,00	0,45	0,40	265,9	262,4	568,0	565,0
3	0,03	0,03	201,00	198,00	1,30	1,30	14,2	14,2	774,0	776,0
4	0,04	0,05	0,85	0,87	0,16	0,18	43,3	45,7	69,7	70,4
5	0,05	0,05	0,48	0,48	0,18	0,18	7,1	10,6	66,0	68,4
6	0,05	0,05	0,53	0,54	0,17	0,17	7,1	7,1	65,0	62,5
7	0,04	0,04	1,30	1,30	0,10	0,10	7,1	7,1	59,7	58,6
8	0,04	0,04	1,30	1,35	0,10	0,11	7,1	539,0	59,7	61,5
9	0,03	0,03	1,15	1,15	0,10	0,10	7,1	7,1	52,9	52,5
10	0,19	0,19	1,10	1,10	1,40	1,50	92,2	273,0	62,5	61,7
11	0,17	0,18	2,05	2,07	1,60	1,58	56,7	53,2	71,0	69,0
12	0,35	0,36	1,40	1,50	2,30	2,20	70,9	16,4	203,0	206,0
13	0,07	0,11	5,10	4,90	1,20	1,25	136,5	136,5	347,0	345,0
14	0,07	0,07	0,54	0,54	0,11	0,11	46,1	108,1	42,8	43,0
15	0,08	0,15	7,40	7,60	0,85	0,89	106,4	117,0	452,0	456,0
16	40,60	40,00	9,90	10,10	20,30	20,90	81,5	751,6	10,7	11,1
17	37,90	38,30	41,90	42,00	20,50	20,80	60,3	60,3	20,2	20,8
18	<0,03*	<0,03	8,00	7,90	0,59	0,59	42,5	131,2	414,0	410,0
19	<0,03	<0,03	31,60	31,60	0,59	0,59	104,6	104,6	401,0	402,0
20	<0,03	<0,03	36,00	35,50	1,16	1,19	199,8	209,5	403,3	411,1
21	0,14	0,13	24,00	24,00	0,73	0,71	60,3	58,5	168,0	167,0
22	0,30	0,28	27,00	27,50	1,10	1,05	196,0	<10	184,0	183,0
23	1,20	1,19	21,85	20,58	0,92	0,95	46,4	46,5	165,4	168,3
24	0,22	0,17	17,20	17,70	0,39	0,38	63,8	60,3	116,0	117,0

* - stężenie niższe od granicy oznaczalności – do obliczeń przyjęto wartość równą granicy oznaczalności

Tabela 12. Stężenia wskaźników w próbkach normalnych i dublowanych; sieć LMWP, piętro triasowe.

Wskaźnik	bar		bor		stront		chlorki		siarczany	
Metoda oznaczenia	spektrometria emisyjna ICP						argentometria		wagowo	
Lp	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.	norm.	dubl.
1	0,08	0,08	<0,05*	<0,05	0,3	0,3	14,18	14,18	38,5	37,7
2	0,09	0,1	0,25	0,24	0,33	0,32	16	16,05	43	46,3
3	0,07	0,07	82,1	82,2	0,66	0,65	191,4	191,4	490	490
4	0,05	0,05	37,25	35,63	0,55	0,55	130,25	130,25	284,8	282,7
5	0,03	0,03	0,28	0,27	0,17	0,17	74,45	74,45	111	107
6	0,05	<0,03	0,42	0,37	0,19	0,19	49,63	49,63	96,3	98,3
7	0,1	0,1	0,1	0,11	0,16	0,16	29,1	29	70	70,6
8	0,24	0,22	4,65	4,55	0,29	0,27	92,18	88,63	47,5	45,7
9	0,13	0,15	6	5,75	4,5	4,7	1021	1023	1240	1240
10	0,11	0,11	0,96	0,93	0,93	0,93	1390	1388	864	866
11	0,06	0,05	3,92	3,9	3	2,98	1009,7	1010,4	1001	1006
12	762,5	793,8	6,15	5,73	32,3	32,5	2832,1	2936,3	11,5	14,8
13	0,27	0,27	0,6	0,59	0,35	0,35	7,09	7,09	22,5	21,2
14	0,11	0,11	0,47	0,47	0,5	0,5	41,15	41,15	53,3	52,9
15	0,09	0,09	<0,05	<0,05	0,6	0,59	12,41	12,41	69,5	70,2
16	0,1	0,17	<0,05	<0,05	0,5	0,51	17,73	17,73	64,4	64
17	0,29	0,27	91,88	97,5	3,3	3,18	1028	1028,7	662,5	668
18	0,06	0,03	55,1	54,4	0,61	0,61	159,5	159,5	345	349

* - stężenie niższe od granicy oznaczalności – do obliczeń przyjęto wartość równą granicy oznaczalności

Tabela 13. Wyniki analizy wariancji.- piętro czwartorzędowe.

wskaźnik	N	wariancja			udział w δ_{tot}	
		całkowita δ_{tot}	geochemiczna δ_g	techniczna δ_{tech}	δ_g [%]	δ_{tech} [%]
		metoda klasyczna ANOVA				
bar	24	122	122	0,011	99,99%	0,01%
bor	24	2168	2166	2,3	99,89%	0,11%
stront	24	32	32	0,01	99,97%	0,03%
chlorki	24	24464	991	23473	4,05%	95,95%
siarczany	24	46171	46167	3,9	99,99%	0,01%
		metoda <i>robust statistics</i>				
bar	24	0,014	0,013	0,000064	99,53%	0,47%
bor	24	294	294	0,026	99,99%	0,01%
stront	24	0,47	0,47	0,00084	99,82%	0,18%
chlorki	24	8129	7934	195	97,60%	2,40%
siarczany	24	41743	41740	3,1	99,99%	0,01%

Tabela 14. Wyniki analizy wariancji - piętro triasowe.

wskaźnik		wariancja			udział w δ_{tot}	
	N	całkowita δ_{tot}	geochemiczna δ_{g}	techniczna δ_{tech}	δ_{g} [%]	d^2_{tech} [%]
		metoda klasyczna ANOVA				
bar	18	33 644	33 616	27	99,919%	0,081%
bor	18	2 920	2 917	3,0	99,896%	0,104%
stront	18	56	56	0,0027	99,995%	0,005%
chlorki	18	574 471	574 168	302	99,947%	0,053%
siarczany	18	148 614	148 610	3,6	99,998%	0,002%
		metoda <i>robust statistics</i>				
bar	18	0,0065	0,0064	0,00012	98,144%	1,856%
bor	18	59	59	0,011	99,982%	0,018%
stront	18	0,28	0,28	0,000064	99,977%	0,023%
chlorki	18	268 936	268 936	0,012	100,000%	0,000%
siarczany	18	96 597	96 593	3,8	99,996%	0,004%

Na podstawie uzyskanych wyników (tabela 13 i 14) można stwierdzić, że:

- Precyzja oznaczeń analizowanych składników chemicznych była bardzo wysoka: w większości przypadków σ_{g}^2 dąży do 100% udziału w wariancji całkowitej. Na tak wysoki udział wariancji geochemicznej wpływają przede wszystkim wysokie wartości samej wariancji geochemicznej, charakterystyczne dla wód silnie zanieczyszczonych. W konsekwencji wariancja techniczna oznaczeń jest praktycznie pomijalna, bowiem z reguły stanowi mniej niż 1%.
- Wyjątek stanowią oznaczenia chlorków dla czwartorzędowego piętra wodonośnego, gdzie σ_{tech}^2 obliczona metodą ANOVA wyniosła aż około 96% wariancji całkowitej. Natomiast w tym samym przypadku analizowanym metodą *robust statistics* σ_{tech}^2 wyniosła jedynie niewiele ponad 4% wariancji całkowitej. Dowodzi to wystąpienia błędów grubych w przypadku oznaczeń chlorków w wodach podziemnych piętra czwartorzędowego. Zaskakujący jest fakt, że w przypadku analiz tego samego składnika dla piętra triasowego błędy te nie wystąpiły. Można podejrzewać, że powodem błędów grubych było np. mylne znakowanie próbek pochodzących z piezometrów czwartorzędowych.

5. Charakterystyka zmienności zanieczyszczeń w wodach podziemnych w rejonie składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”

5.1. Zmienność przestrzenna wybranych wskaźników zanieczyszczeń

Aby zobrazować zmienność przestrzenną zanieczyszczenia, dla każdego z pieter wodonośnych:

- sporządzono mapy izolinii stężeń dla 5 wybranych wskaźników chemicznych: baru boru, strontu, chlorków oraz siarczanów,
- przeprowadzono analizę trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia (*Spatial Moment Analysis*)

Mapy rozkładu stężeń składników chemicznych sporządzono na podstawie interpolacji geostatystycznej w programie SURFER z użyciem opcji krigingu w oparciu o zestaw danych z lat: 1990, 1995, 1999 oraz 2004. Dodatkowo, przy wykreślaniu map dla piętra czwartorzędowego stosowano opcję „linii łamania” na rzece Stole, odzwierciedlając jej rolę jako bariery hydrogeologicznej. W związku z tym dla roku 2004 przeprowadzono osobną interpolację dla punktów leżących na lewym brzegu Stoły. Z kolei dla lat 1995 i 1999 punkty leżące poza rzeką Stolą stanowiącą „linię łamania” mają zbyt znikomą liczebność (1-2) aby można było dla nich przeprowadzić osobną interpolację. Odrzucono też ze zbioru danych punkt P-14Q1 (opróbowany tylko w roku 2004), gdyż jest on zbyt odległy od pozostałych punktów LMWP piętra czwartorzędowego i jego włączenie powodowałoby znaczny wzrost błędów oszacowania. Dla piętra triasowego nie stwierdzono potrzeby stosowania opcji „linii łamania”, ani odrzucania żadnego z punktów sieci LMWP.

Zgodnie z opisaną powyżej metodyką sporządzono mapy przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia dla piętra czwartorzędowego (rys. 25-31) oraz dla piętra triasowego (rys. 32-38) dla następujących lat:

- dla chlorków i siarczanów: 1990, 1995, 1999 oraz 2004,
- dla baru, boru i strontu: 1995, 1999 oraz 2004 – te wskaźniki nie były mierzone w roku 1990 (z wyjątkiem baru, dla którego w roku 1990 dokonano jedynie pojedynczych pomiarów w każdym z pieter wodonośnych).

Przy tworzeniu map stosowano skalę kolorystyczną odpowiadającą poszczególnym klasom jakości wód podziemnych. Wartości graniczne dla poszczególnych klas i wskaźników zamieszczono w tabeli 15.

Tabela 15. Wartości graniczne poszczególnych klas jakości wód podziemnych (wg: Witczak, 2005 oraz Staniewicz-Dubois, 1995).

klasa jakości wg Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r oraz Witczak (2005)	I	II	III	IV	V
wg poprzedniej klasyfikacji PIOŚ	Ia	Ib	II	III	Nie odpowiadające normom
bar*	0,3	0,5	0,7	3	>3
bor*	0,5	1	1	2	>2
stront**	0,2	0,5	1	2	>2
chlorki*	60	250	300	500	>500
siarczany*	60	250	250	500	>500
Stan chemiczny	dobry			słaby	

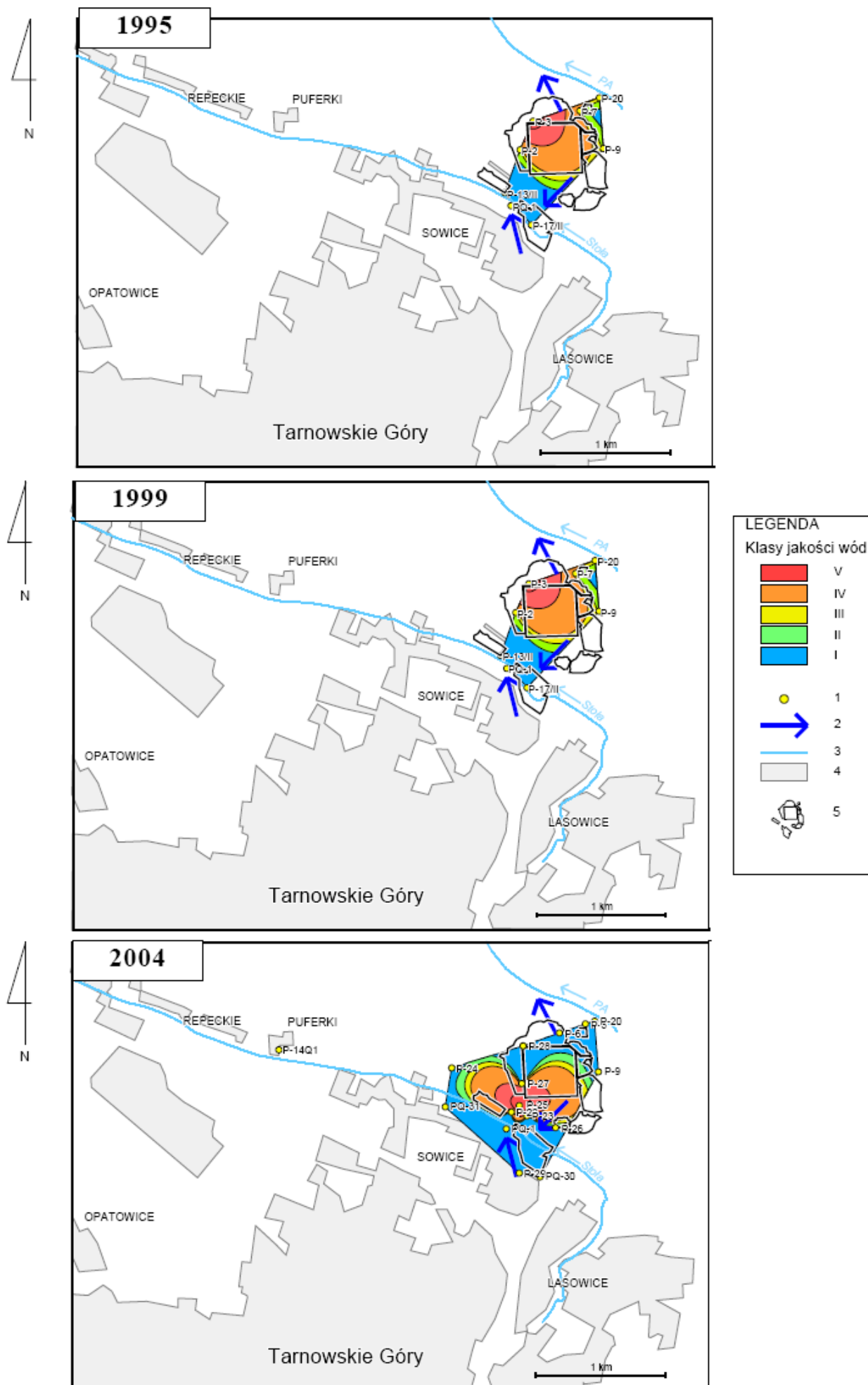
* - wartości wg: Witczak (2005)

** - wartości wg PIOŚ (Staniewicz-Dubois, 1995)

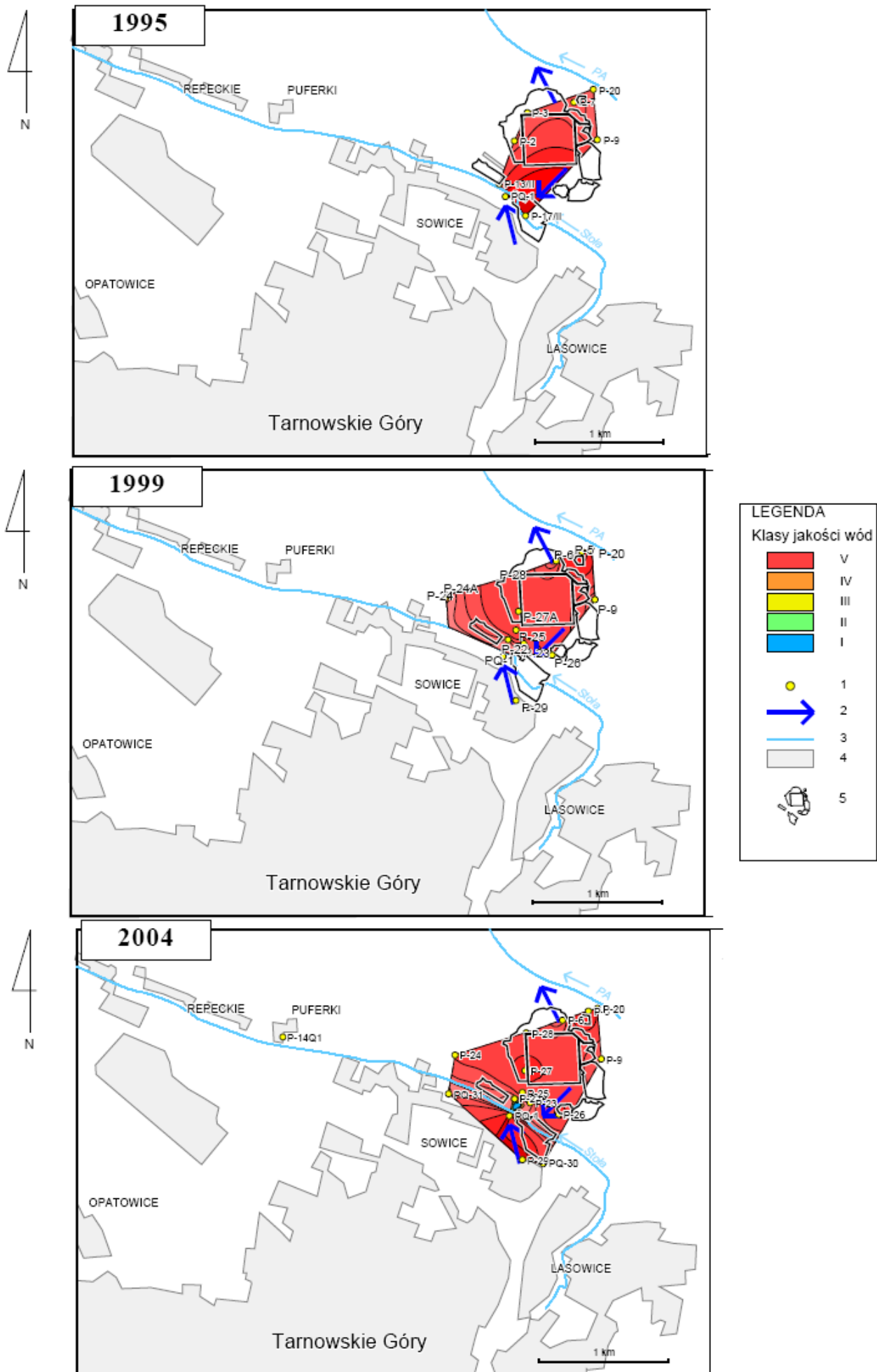
Poniżej scharakteryzowano zmienność przestrzenną zanieczyszczenia osobno dla piętra czwartorzędowego i triasowego.

Piętro czwartorzędowe

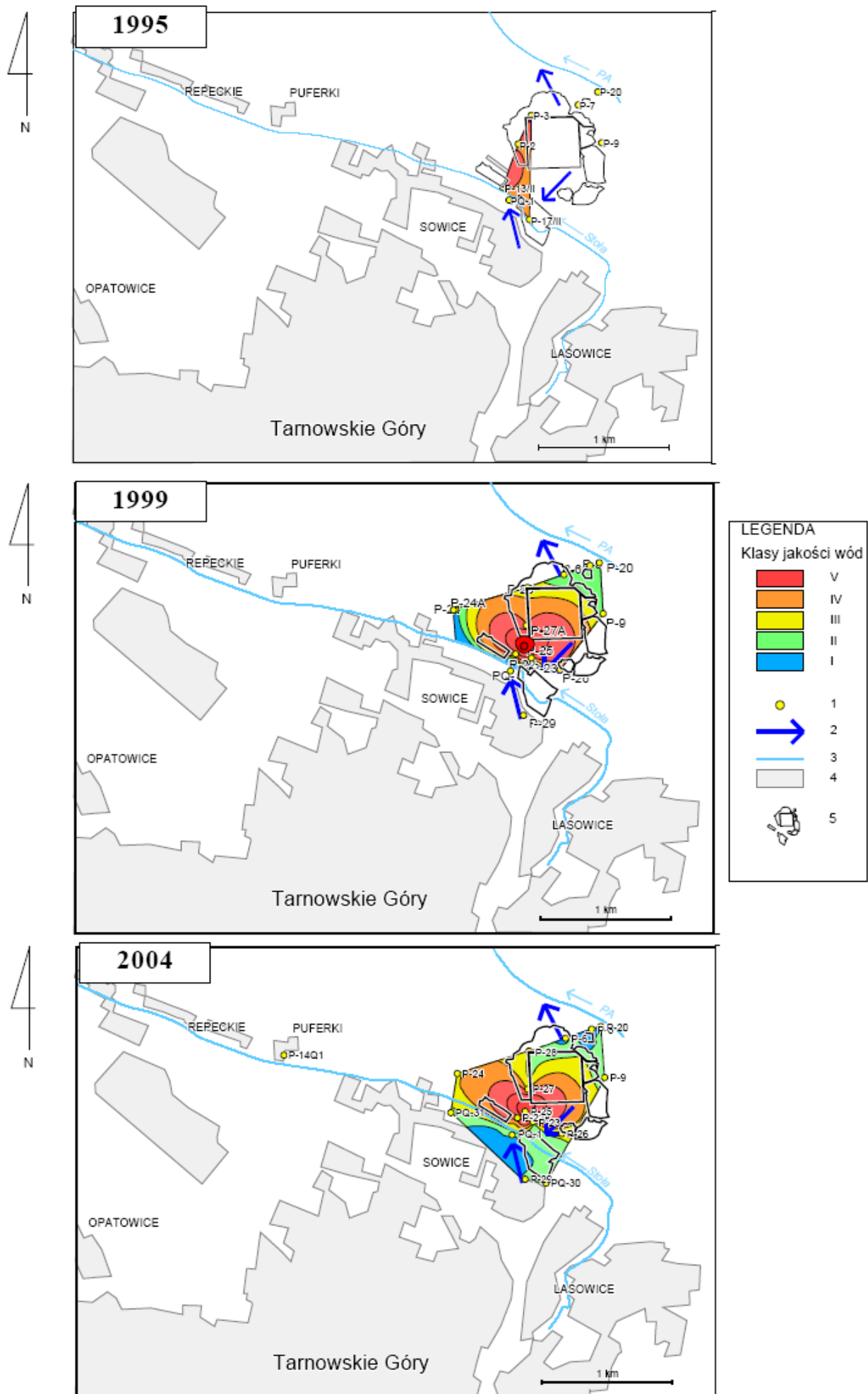
Na podstawie analizy serii map przestrzennego rozkładu wskaźników zanieczyszczenia (rys. 25-31) można stwierdzić, że bor jest zdecydowanie najistotniejszym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Zanieczyszczenie borem powoduje znaczną degradację jakości wód, a także dotyczy największego obszaru wód piętra czwartorzędowego (rys. 26). Znaczenie drugorzędne ma zanieczyszczenie chlorkami (rys. 28 i rys. 29) oraz siarczanami (rys. 30 i rys. 31). Znaczenie trzeciorzędne ma zanieczyszczenie strontem (rys. 27) i barem (rys. 25). W przypadku strontu i baru na skutek występowania silnych pojedynczych anomalii obraz izolinii ukazuje problem zanieczyszczenia nieco wyolbrzymiony pod względem zasięgu zanieczyszczenia.



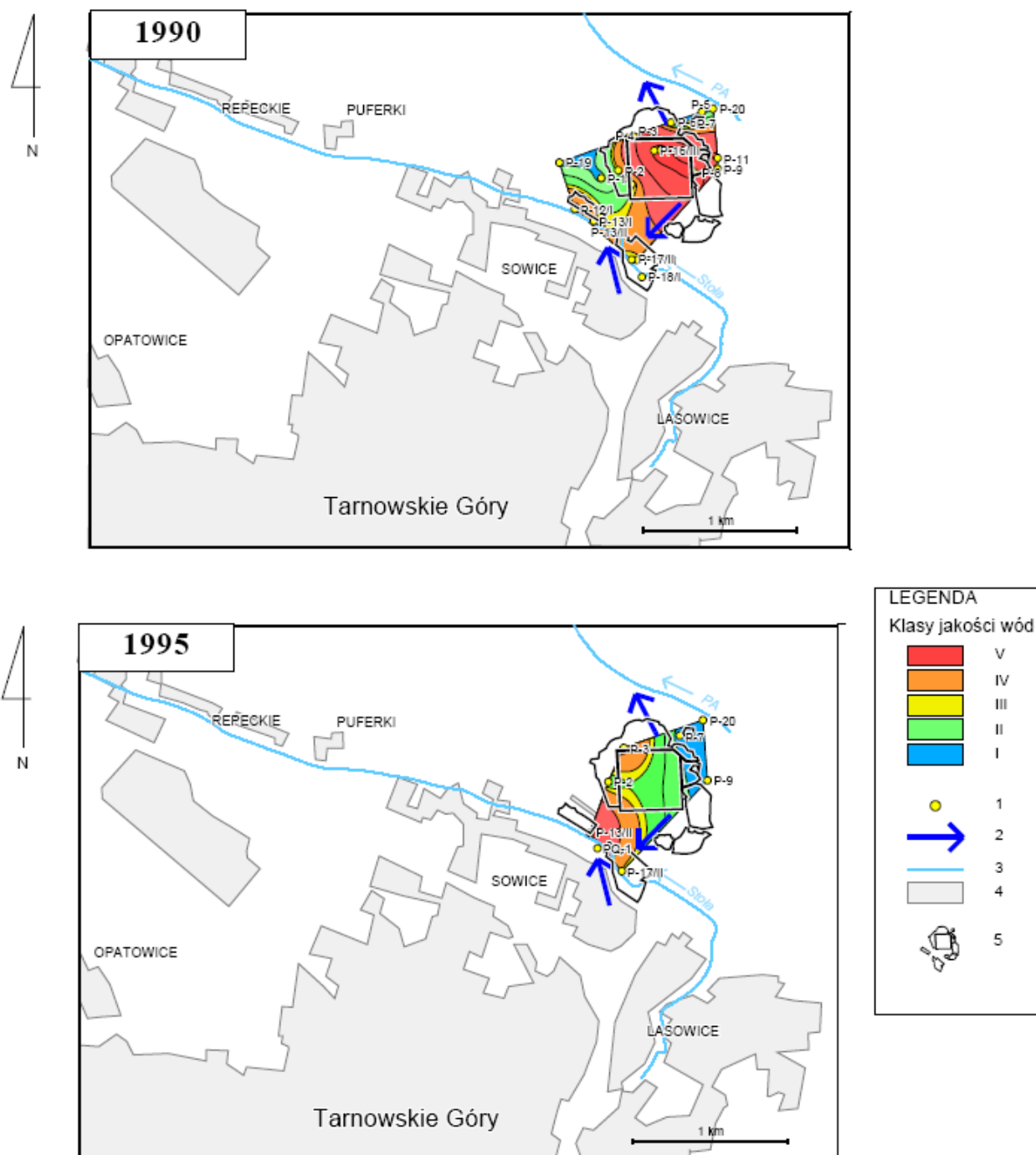
Rys. 25. Mapa izolinii rozkładu stężeń baru w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. 1 – punkty LMWP, 2 – kierunki przepływu wód podziemnych, 3 – rzeki, 4 – zabudowa, 5 - składowiska. Klasy jakości wód wg: Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r oraz Witczak, 2005 (por. tabela 15).



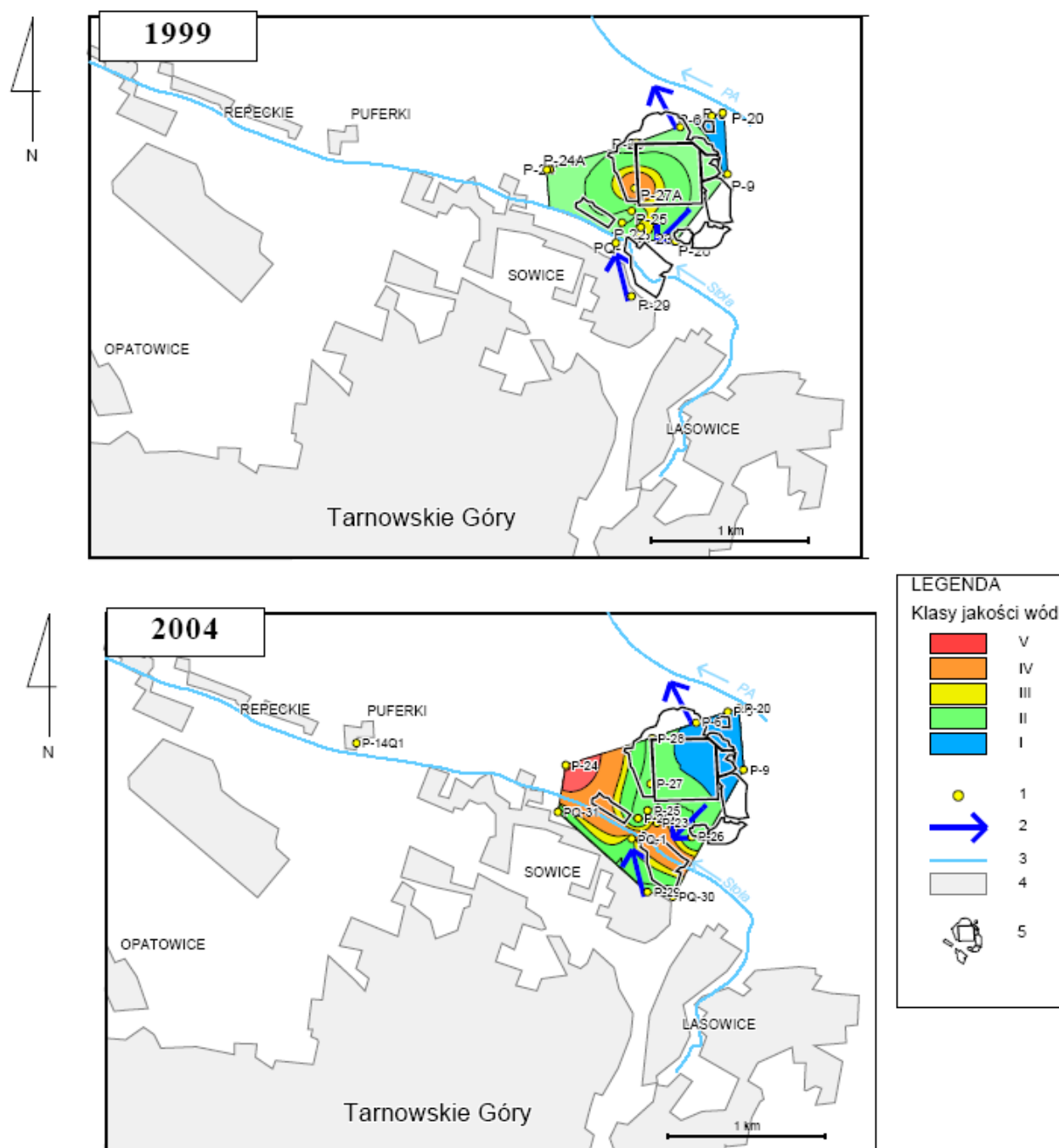
Rys. 26. Mapa izolinii rozkładu stężeń boru w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objaśnienia jak na rys. 25.



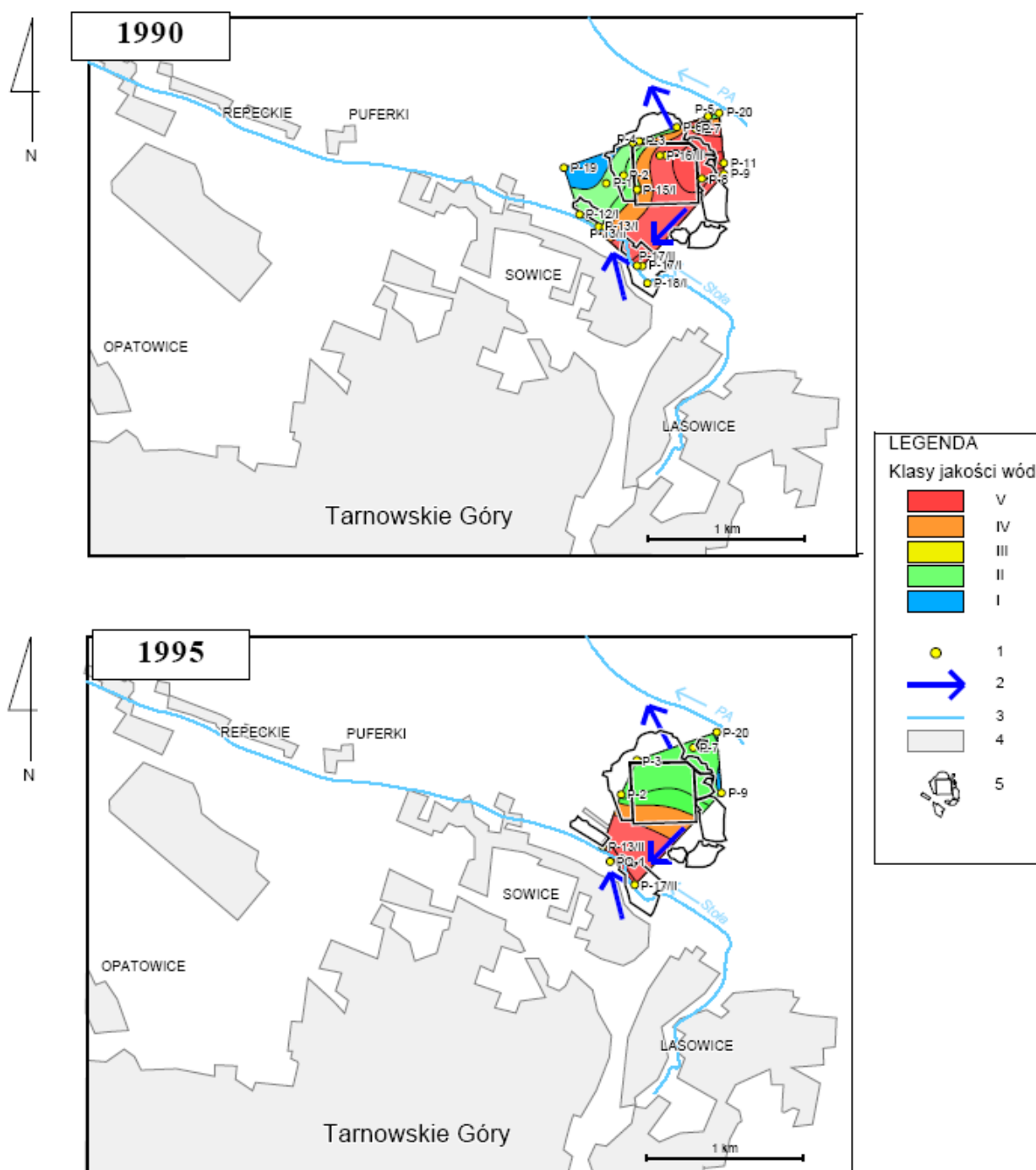
Rys. 27. Mapa izolinii rozkładu stężeń strontu w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 25.



Rys. 28. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 25.



Rys. 29. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objaśnienia jak na rys. 25.



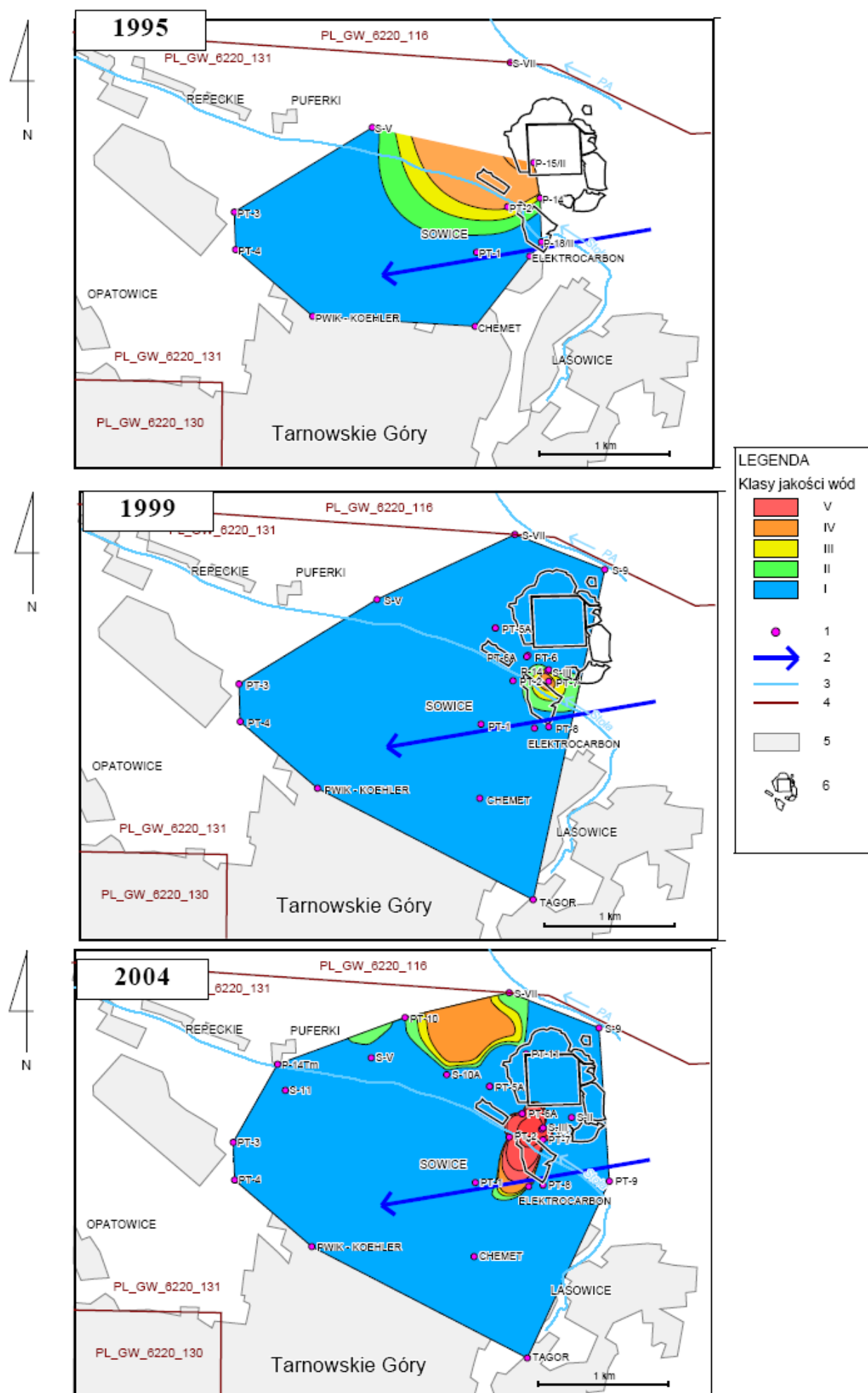
Rys. 30. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra czwartorzędowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objaśnienia jak na rys. 25.

Piętro triasowe

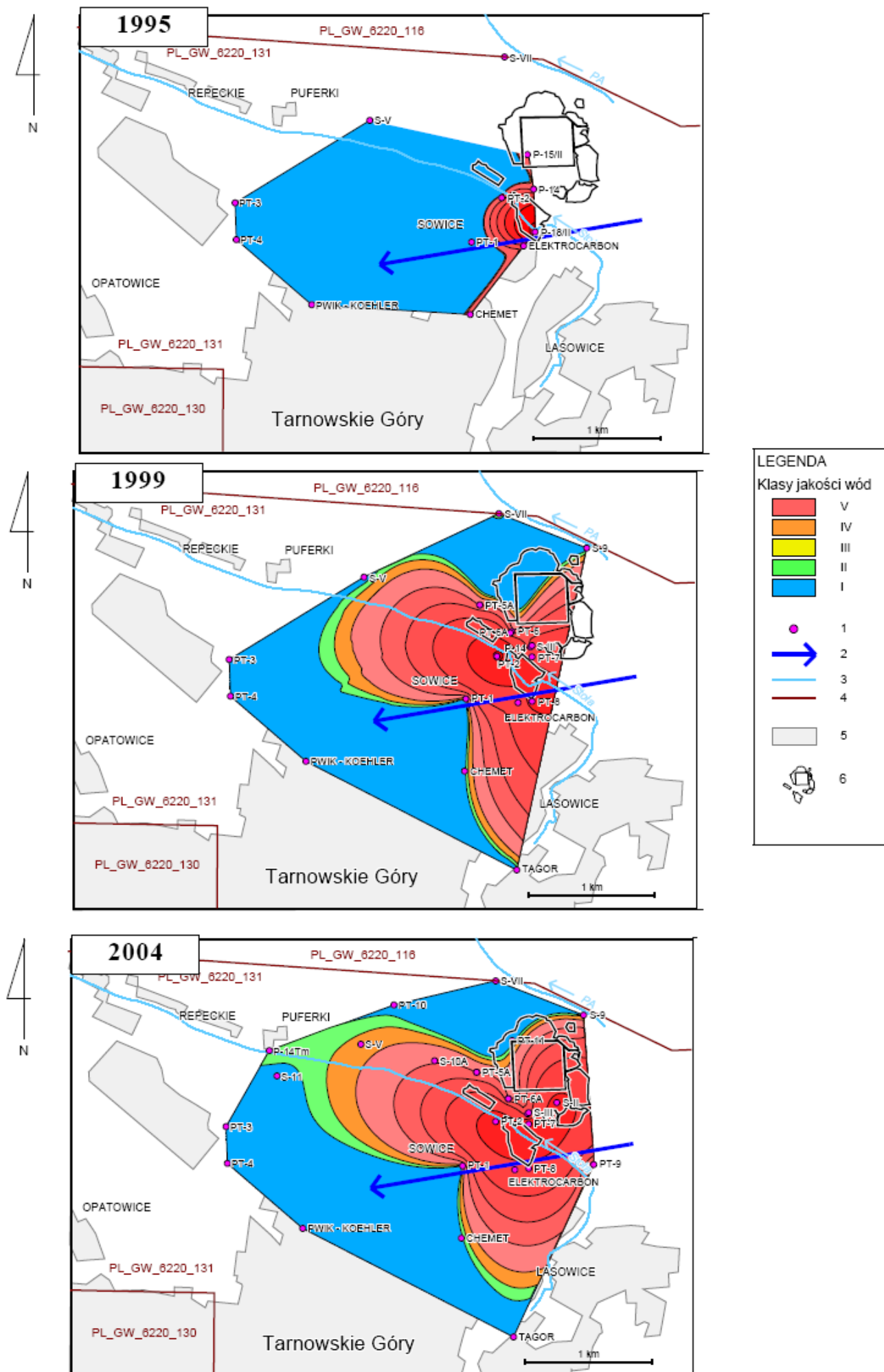
Na podstawie analizy map przestrzennego rozkładu wskaźników zanieczyszczenia w piętrze triasowym (rys. 32-38) można stwierdzić, że bor jest zdecydowanie najistotniejszym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Zanieczyszczenie borem dotyczy największego obszaru wód; widać ponadto wzrost zasięgu zanieczyszczenia borem w czasie 10-letniego okresu 1995 – 2004 (rys. 33). Zanieczyszczenie chlorkami (rys. 35 i rys. 36) i siarczanami (rys. 37 i rys. 38) ma znaczenie nieco mniejsze. Zanieczyszczenie strontem (rys.34) i barem (rys. 32) ma znaczenie marginalne.

Dla punktu S-VII w roku 1995 brak jest danych dla baru, boru, oraz strontu (rys. 32-34), co spowodowało mniejszy zasięg interpolacji tych wskaźników niż w przypadku chlorków oraz siarczanów w tym samym roku (rys. 35 i 37).

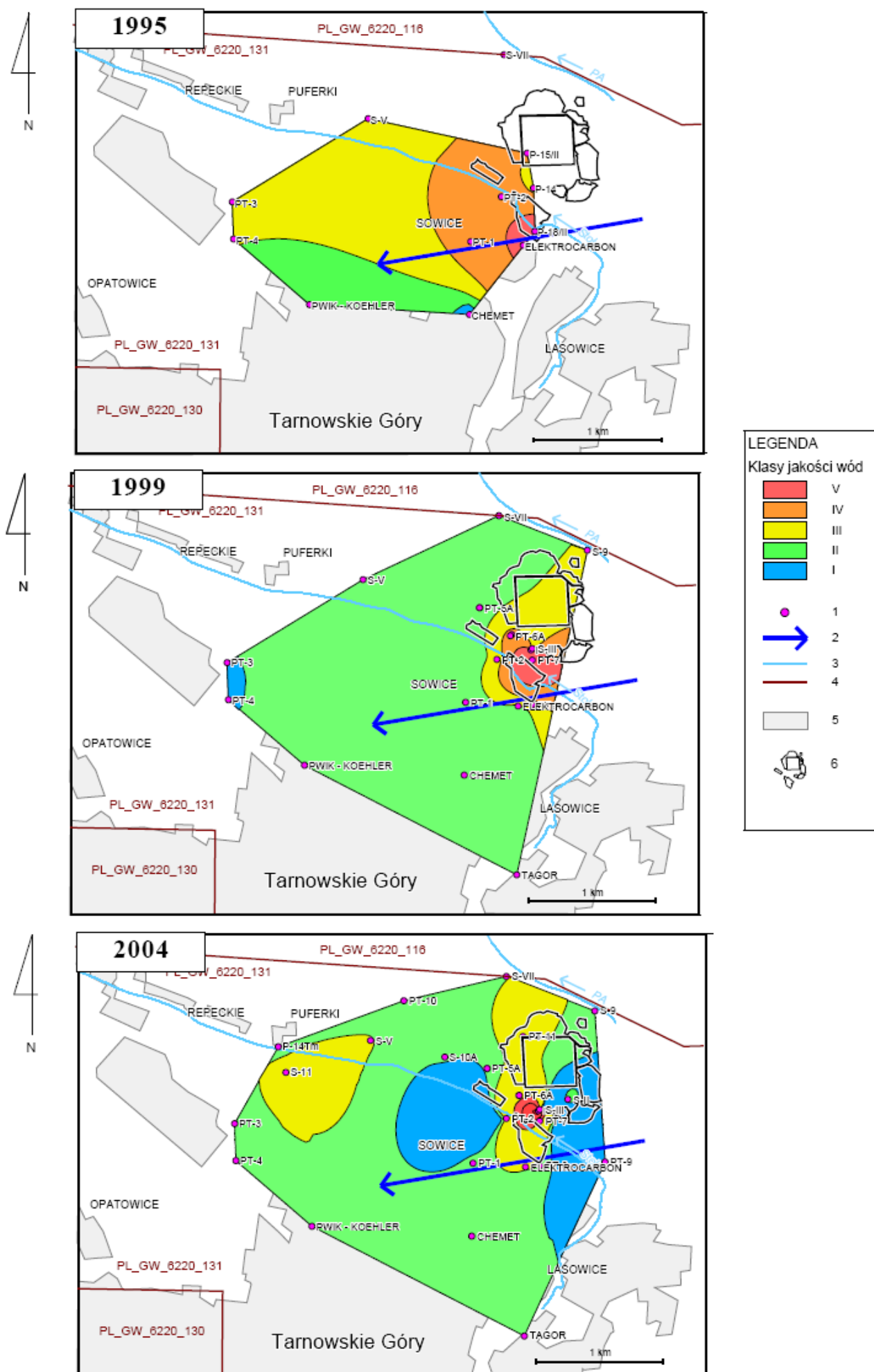
Porównując wyniki analizy map przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia dla obydwu pięter wodonośnych (rys. 25-38), można stwierdzić podobną hierarchę istotności wskaźników zanieczyszczenia. Dla obydwu pięter najistotniejszym wskaźnikiem jest bor, drugorzędne znaczenie mają chlorki oraz siarczany, a najmniej istotnymi wskaźnikami są bar i stront.



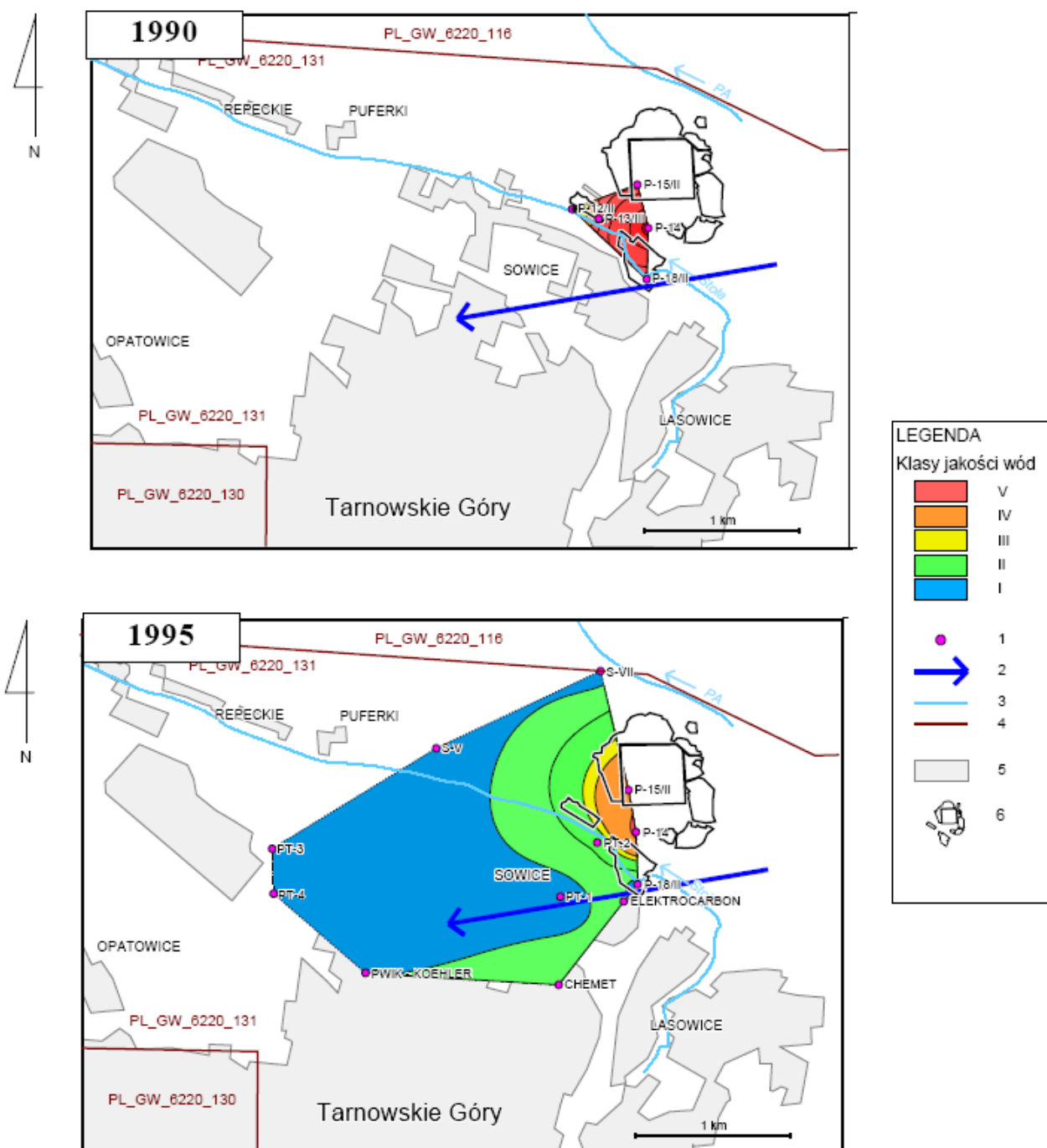
Rys. 32. Mapa izolinii rozkładu stężeń baru w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. 1 – punkty LMWP, 2 – kierunek przepływu wód podziemnych, 3 – rzeki, 4 – granica jednolitych części wód, 5 – zabudowa, 6 – składowiska. Klasy jakości wód wg: Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r oraz Witczak, 2005 (por. tabela 15).



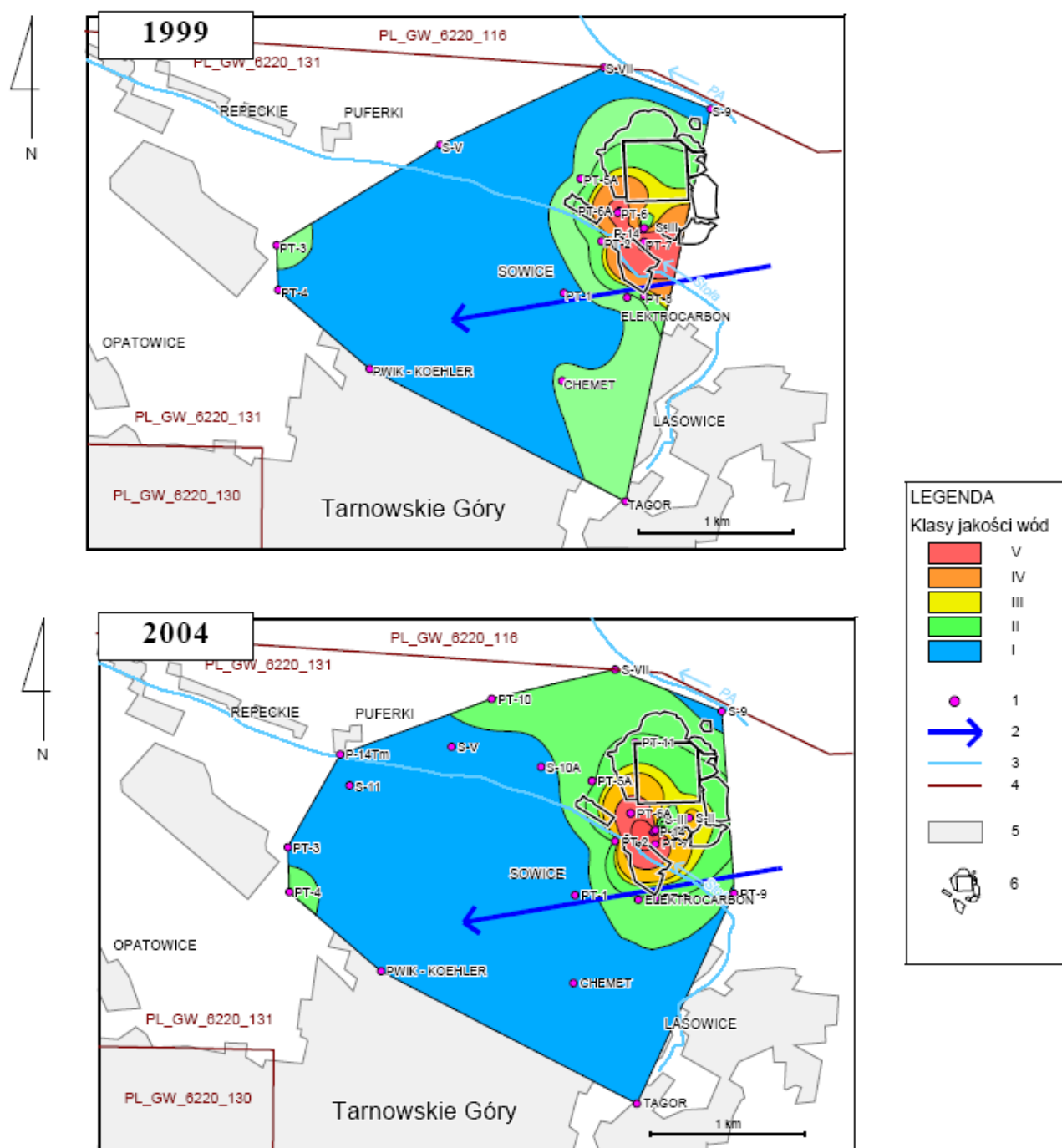
Rys. 33. Mapa izolinii rozkładu stężeń boru w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objaśnienia jak na rys. 32.



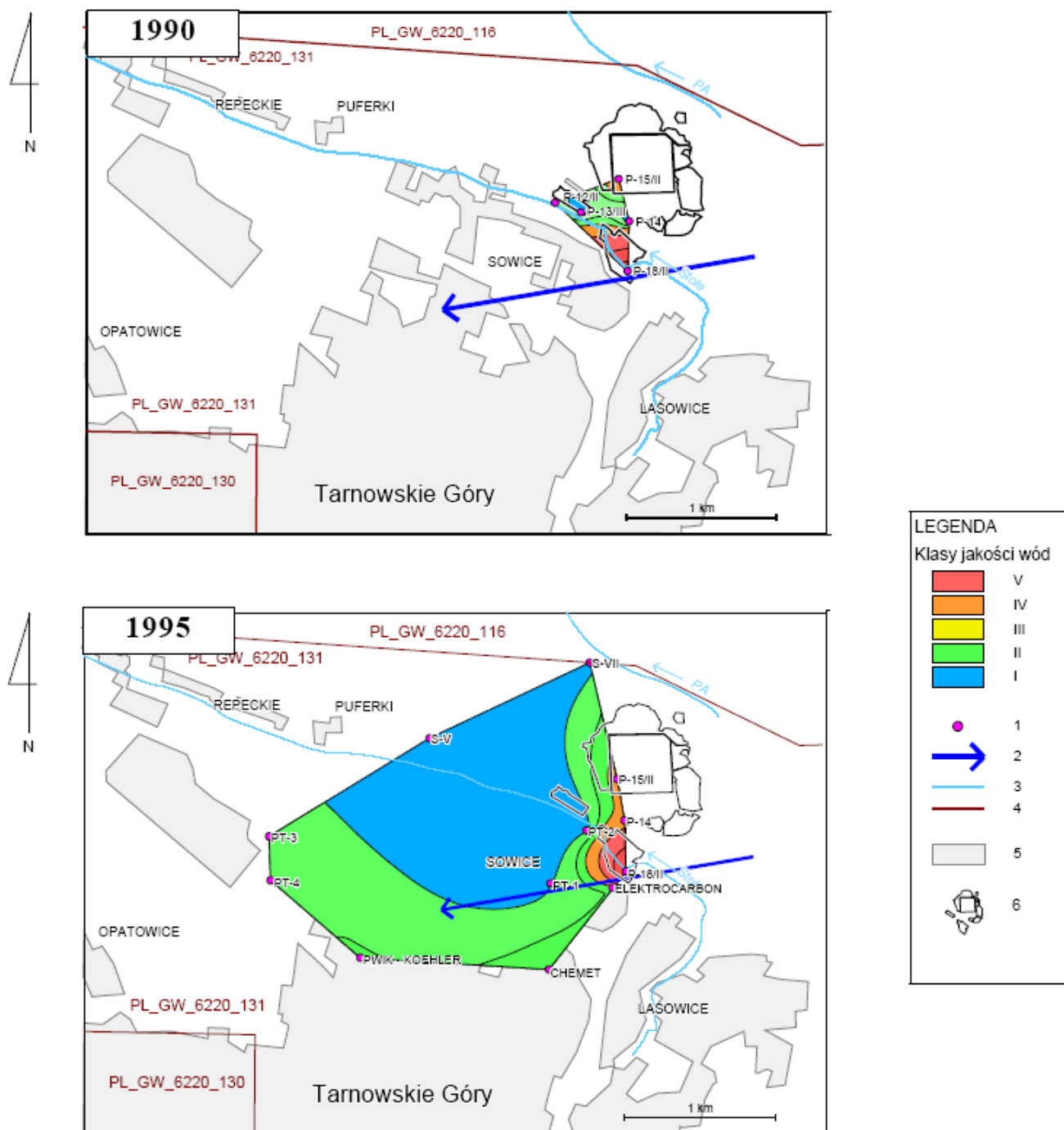
Rys. 34. Mapa izolinii rozkładu stężeń strontu w wodach piętra triasowego w roku 1995, 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 32.



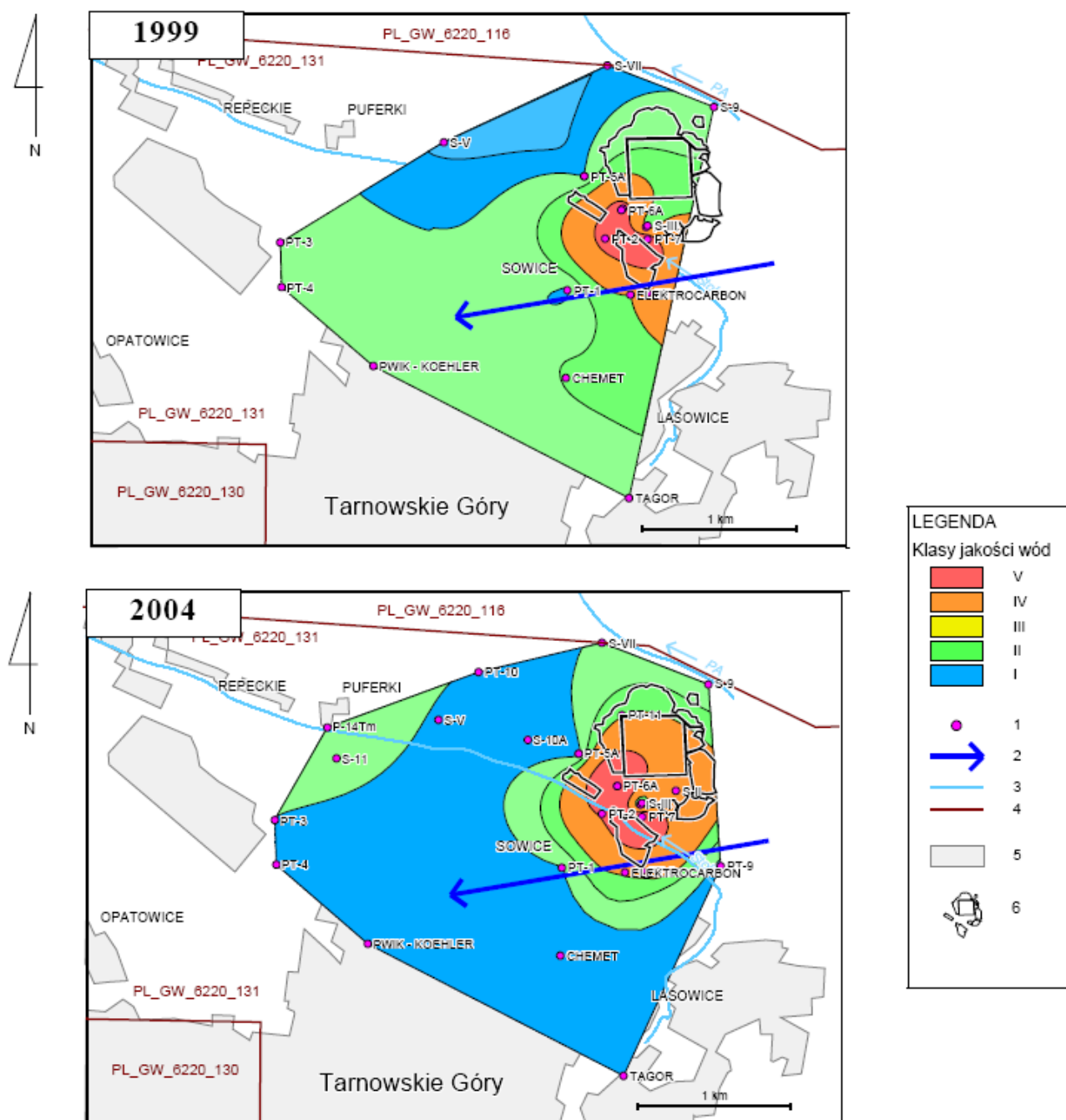
Rys. 35. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra triasowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 32.



Rys. 36. Mapa izolinii rozkładu stężeń chlorków w wodach piętra triasowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 32.



Rys. 37. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra triasowego w roku 1990 oraz 1995 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objaśnienia jak na rys. 32.



Rys. 38. Mapa izolinii rozkładu stężeń siarczanów w wodach piętra triasowego w roku 1999 oraz 2004 na podstawie danych z sieci LMWP b.ZCh „Tarnowskie Góry”. Objasnienia jak na rys. 32.

Analizę map przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia (rys. 25-38) uzupełniono analizą trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia (*Spatial Moment Analysis*), która wiąże ze sobą zmienność czasową i przestrzenną chemizmu wód podziemnych, a w szczególności dostarcza informacji na temat trendów (Aziz i in., 2004):

- całkowitej masy zanieczyszczenia obecnego w warstwie wodonośnej (tzw.: „moment zerowego rzędu”) - trend wzrostowy w tym przypadku oznacza wzrost masy zanieczyszczenia, co jest wskaźnikiem postępującego zanieczyszczenia wód podziemnych,
- położenia środka masy (tzw.: „moment pierwszego rzędu”) - trend wzrostowy oznacza wtedy oddalanie się środka masy zanieczyszczenia od ogniska zanieczyszczenia, co jest wskaźnikiem przemieszczania się głównej masy zanieczyszczenia wraz z przepływem wód podziemnych,
- rozprzestrzenienia zanieczyszczenia w osi podłużnej i poprzecznej względem kierunku przepływu wód podziemnych (tzw.: „moment drugiego rzędu”) - trend wzrostowy w tym przypadku oznacza przyrost całkowitej długości lub szerokości chmury zanieczyszczenia.

Moment dowolnego (ijk-tego) rzędu wylicza się z ogólnego wzoru (Freyberg, 1986):

$$M_{ijk}(t) = \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \eta C(x, y, z, t) x^i y^j z^k dx dy dz$$

gdzie:

C – stężenie w danym punkcie LMWP

η - porowatość

x, y, z – współrzędne przestrzenne

t - czas

W niniejszej pracy za pomocą programu MAROS przeprowadzono analizę przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia, a następnie zastosowano test Manna-Kendalla (Gilbert, 1987; Aziz i in., 2004) w celu oszacowania trendów zmienności całkowitej masy zanieczyszczenia, odległości środka masy od ogniska zanieczyszczenia, a także zasięgu strefy wód zanieczyszczonych w kierunku przepływu wód podziemnych oraz w kierunku prostopadłym (Aziz i in., 2004). Test Manna-Kendalla jest procedurą statystyczną stosowaną z powodzeniem w analizach trendów zmienności dowolnych wielkości w czasie (Gilbert, 1987). Zaletą tej metody jest brak wymagań co do założenia konkretnego typu rozkładu

statystycznego danych (normalnego, log-normalnego, itp.). Test Manna-Kendalla przeprowadza się z osobna dla każdego wskaźnika zanieczyszczenia w każdym z punktów LMWP, a maksymalna wielkość czasowych serii danych wynosi 40 następujących po sobie wyników (w przypadku dużej ilości wyników wymusza to przeprowadzenie wcześniejszej agregacji danych). Jako wynik testu uzyskuje się tzw. wskaźnik statystyczny Manna-Kendalla (S), który wylicza się ze wzoru (Aziz i in., 2004):

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k)$$

$\text{sgn}(x_j - x_k) = 1$ gdy; $x_j - x_k > 0$

$\text{sgn}(x_j - x_k) = 0$ gdy; $x_j - x_k = 0$

$\text{sgn}(x_j - x_k) = -1$ gdy; $x_j - x_k < 0$

gdzie: x_j, x_k to kolejne wartości danego wskaźnika w szeregu czasowym

W praktyce wartości $S > 0$ oznaczają trend wzrostowy, natomiast $S < 0$ wskazują na trend spadkowy. W obydwu przypadkach trend jest tym silniejszy, im większa jest wartość bezwzględna wskaźnika S . Aziz i in. (2004) bazując na poziomach ufności trendu wskaźnika S wyliczonych typowymi metodami statystycznymi (np.: Hollander i Wolfe, 1973) oraz na wielkości współczynnika zmienności (określonego jako stosunek odchylenia standardowego do wartości średniej) prezentują macierz decyzyjną dla określenia typu trendu na podstawie testu Manna-Kendalla (tabela 16).

Tabela 16. Macierz decyzyjna dla określenia typu trendu na podstawie testu Manna-Kendalla (wg: Aziz i in., 2004).

Współczynnik Manna-Kendalla	Ufność trendu	Trend stężenia
$S > 0$	$>95\%$	wzrostowy (W)
$S > 0$	90-95%	prawdopodobnie wzrostowy (PWz)
$S > 0$	$<90\%$	brak trendu (BT)
$S \leq 0$	$<90\%$ i wsp. zmienności ≥ 1	brak trendu (BT)
$S \leq 0$	$<90\%$ i wsp. zmienności < 1	stabilny (St)
$S < 0$	90-95%	prawdopodobnie spadkowy (PSp)
$S < 0$	$>95\%$	spadkowy (Sp)

W przypadku piętra czwartorzędowego analizę trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia przeprowadzono tylko dla punktów LMWP leżących na prawym brzegu Stoły. Powodem jest brak ciągłości przestrzennej punktów leżących na prawym i na lewym brzegu Stoły - w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, rzeka ta wyraźnie drenuje czwartorzędowe piętro wodonośne (Rubin, 1997). Z kolei ilość punktów leżących na lewym brzegu Stoły jest zbyt mała, aby przeprowadzić dla nich osobną analizę (Aziz i in., 2004). Ponadto wyłączono z analizy pojedynczy punkt P-14Q1, oddalony od pozostałych o około 2 km. W przypadku piętra triasowego nie występują naturalne bariery dla ciągłości przestrzennej zbioru danych, wobec tego nie zachodziła konieczność odrzucania żadnych punktów w trakcie analizy trendów

Wyniki analizy trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia w piętrze czwartorzędowym (tabela 17) można podsumować następująco:

- Nie stwierdzono trendu wzrostowego rozpuszczonej masy zanieczyszczenia w przypadku żadnego ze wskaźników (moment zerowego rzędu). Można wnioskować, że strefa aeracji nie dostarcza już na tyle istotnych ilości substancji zanieczyszczających do piętra czwartorzędowego, aby zwiększała się ich całkowita masa rozpuszczona w wodach podziemnych tego piętra,
- W przypadku większości wskaźników (bor, chlorki, siarczany, stront) stwierdzono wzrost odległości środka masy zanieczyszczenia rozpuszczonego w wodach podziemnych od ogniska zanieczyszczenia (moment pierwszego rzędu).
- W przypadku większości wskaźników (bar, bor, siarczany, stront) zwiększa się również rozptyw zanieczyszczenia równoległe do kierunku przepływu wód podziemnych. Nie zanotowano natomiast w przypadku żadnego wskaźnika rozptywu zanieczyszczenia prostopadle do kierunku wód podziemnych (moment drugiego rzędu).

Tabela 17. Wyniki analizy trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia obliczone za pomocą programu MAROS (Newell i Aziz, 2004) – piętro czwartorzędowe.

Wskaźnik zanieczyszczenia	Trend przestrzennego rozkładu:			
	Zerowego rzędu (masa zanieczyszczenia)	Pierwszego rzędu (odległość od ogniska)	Drugiego rzędu (rozprzestrzenienie)	
			równoległe do kierunku spływu wód	prostopadłe do kierunku spływu wód
bar	BT	St	Wz	St
bor	St	Wz	Wz	BT
stront	St	Wz	Wz	Sp
chlorki	Sp	Wz	BT	Sp
siarczany	Sp	Wz	Wz	Sp

Objaśnienia:

Wz – trend wzrostowy

PWz– trend prawdopodobnie wzrostowy

St – trend stabilny

Sp – trend spadkowy

BT – brak trendu

Wyniki analizy trendów przestrzennych zanieczyszczenia w piętrze triasowym (tabela 18) można podsumować następująco:

- W piętrze triasowym zanotowano w przypadku większości wskaźników trend wzrostowy (bar, chlorki, siarczany) lub prawdopodobnie wzrostowy (stront) rozpuszczonej masy zanieczyszczenia (moment zerowego rzędu).
- Nie zanotowano trendu wzrostowego odległości środka masy zanieczyszczenia od ogniska zanieczyszczeń (moment pierwszego rzędu).
- Trend wzrostowy rozprzestrzenienia zanieczyszczenia zarówno wzdłuż kierunku spływu wód, jak i prostopadłe do niego (moment drugiego rzędu), zanotowano w przypadku większości wskaźników (bar, stront, chlorki, siarczany).

Tabela 18. Wyniki analizy trendów przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia obliczone za pomocą programu MAROS (Newell i Aziz, 2004) – piętro triasowe.

Wskaźnik zanieczyszczenia	Trend przestrzennego rozkładu:			
	Zerowego rzędu (masa zanieczyszczenia)	Pierwszego rzędu (odległość od ogniska)	Drugiego rzędu (rozprzestrzenienie)	
			równoległe do kierunku spływu wód	prostopadłe do kierunku spływu wód
bar	Wz	BT	Wz	Wz
bor	BT	Sp	BT	BT
stront	PWz	BT	Wz	Wz
chlorki	Wz	BT	Wz	Wz
siarczany	Wz	BT	Wz	Wz

Objaśnienia:

Wz – trend wzrostowy

PWz – trend prawdopodobnie wzrostowy

St – trend stabilny

Sp – trend spadkowy

BT – brak trendu

5.2. Zmienność czasowa wybranych wskaźników zanieczyszczeń

Ocenę zmienności zanieczyszczenia w układzie czasowym przeprowadzono osobno dla piętra czwartorzędowego i triasowego. Zbiorem podstawowym użytym do analizy zmian w układzie czasowym były wyniki piętnastoletnich badań prowadzonych w sieci LMWP (1990 – 2004). Wymagało to przeprowadzenia danych z lat 1990-1998 w postać cyfrową, a następnie ich zintegrowania z istniejącymi w formie elektronicznej danymi z lat 1999 – 2004. Przez kilkanaście lat działania sieci LMWP częstotliwość poboru ulegała wielokrotnym zmianom. W pierwszej kolejności przeprowadzono więc ujednolicenie czasowe w systemie rocznym. Aby uniknąć zjawiska oscylacji sezonowych ze wszystkich danych z danego roku kalendarzowego wyciągano medianę i wartość tę traktowano jako reprezentatywną dla tego roku. Pozwoliło to na uniknięcie powstawania fałszywych trendów mogących wynikać z różnej częstotliwości poboru w różnych latach działania sieci LMWP (Aziz i in., 2004). Następnie zaprezentowano zmienność zanieczyszczenia w układzie czasowym na wykresach dla punktów monitoringowych w trzech strefach: napływu, ogniskowej oraz odpływu obydwu pięter wodonośnych (rys. 39 i 41). Kolejnym krokiem było wyznaczenie istotnych trendów zmienności za pomocą programu GWstat (rys. 40 i 42). Do analiz wybierano punkty, w których zachowana była ciągłość szeregów czasowych opartych na danych rocznych za okres minimum 8 lat (Grath i in., 2001). Takie kryterium spełnia niewiele punktów, gdyż sieć LMWP wielokrotnie reorganizowano.

Poniżej scharakteryzowano zmienność czasową zanieczyszczenia w piętrze czwartorzędowym.

Strefa napływu

Jedynym punktem, który teoretycznie reprezentuje strefę napływu w piętrze czwartorzędowym jest piezometr P-9. Jednak reprezentatywność tego punktu dla strefy napływu budzi szereg wątpliwości:

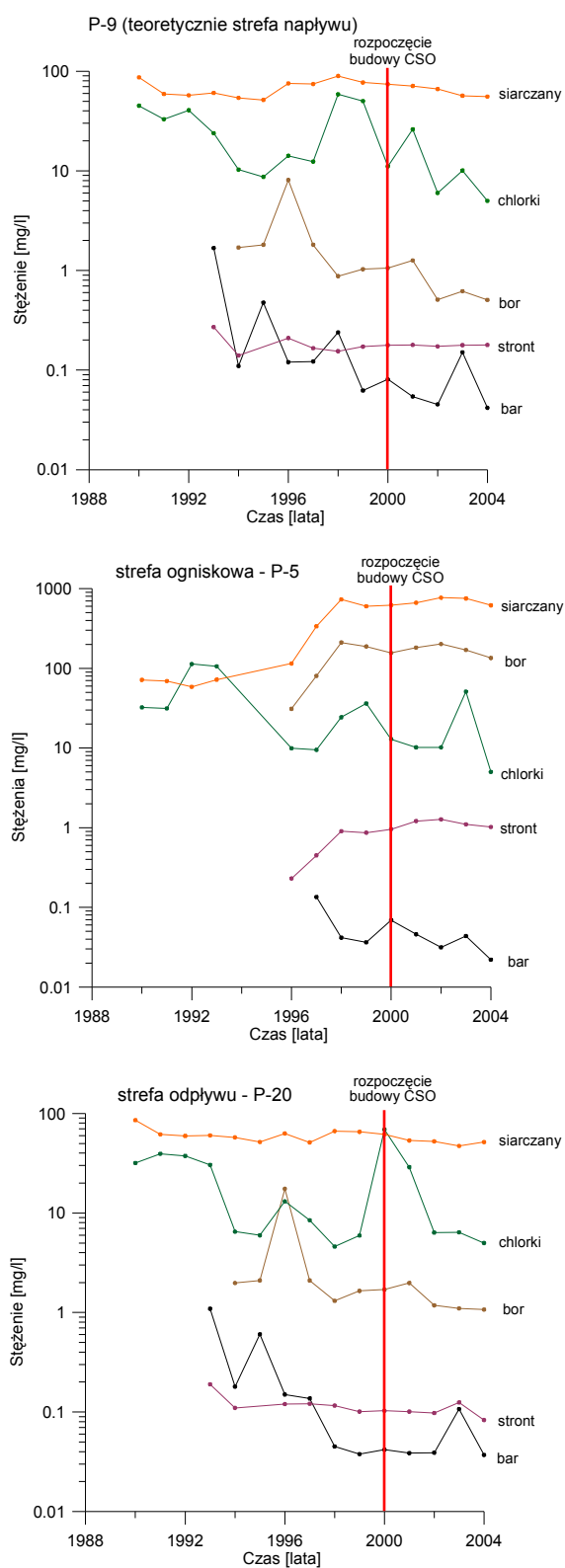
- Punkt P-9 jest zlokalizowany praktycznie na skraju obszaru składowisk (por.: rys 16).
- Kierunki spływu wód oraz rozkład przestrzenny np. stężenia boru (rys. 26) świadczą raczej o pozostawianiu punktu P-9 pod wpływem zanieczyszczenia pochodzącego ze składowisk b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”
- Na wykresie zmienności czasowej zanieczyszczenia w punkcie P-9 (rys. 39) widać wyraźnie, że stężenie większości wskaźników nie jest stabilne; zwłaszcza w przypadku baru, boru i chlorków wahania obejmują około 1 rząd wielkości.

Powyższe fakty kwestionują przydatność punktu P-9 do charakterystyki zmienności czasowej stężeń w strefie napływu. Wobec powyższego, zasadne wydaje się zaproponowanie zastępczo piezometru PQ-31 jako punktu reprezentującego wody nie pozostające pod wpływem zanieczyszczenia. Punkt ten leży po drugiej stronie rzeki Stoły w stosunku do większości składowisk, zlokalizowanych na prawym brzegu rzeki (por.: rys 16). Jednocześnie odległość kilkuset metrów od jedyne lewobrzeżnego składowiska nr 3 jest odpowiednio duża, aby to składowisko, leżące w bezpośrednim sąsiedztwie drenującej rzeki, nie wpływało na wody podziemne w rejonie punktu PQ-31. Piezometr ten istnieje i jest opróbowywany dopiero od roku 2003, a więc za krótko, aby w chwili obecnej móc oceniać na jego podstawie trendy zmienności czasowej. Jednak już teraz punkt ten dostarcza cenniejszych informacji o przypuszczalnym zakresie naturalnych stężeń w wodach czwartorzędowych (co zostało wykorzystane i opisane przy charakterystyce tła hydrogeochemicznego w kolejnym rozdziale pracy).

Strefa ogniskowa

Analizę zmienności czasowej zanieczyszczenia w strefie ogniskowej piętra czwartorzędowego prowadzono w oparciu o punkt P-5 leżący w północnej części strefy ogniskowej (por.: rys 16). Zmienność czasową stężenia w tym punkcie zaprezentowano na (rys. 39). Następnie za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001) wyznaczono statystycznie istotne trendy zmienności czasowej (rys. 40). Stwierdzono wzrostowy trend

siarczanów oraz wzrostowy trend strontu, odwrócony na spadkowy od roku 2001. Dla baru, boru oraz chlorków nie stwierdzono statystycznie istotnych trendów zmienności.



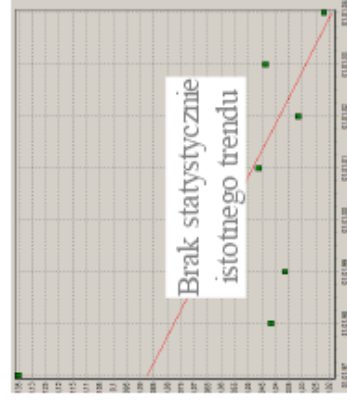
Rys. 39. Zmienność zanieczyszczenia w układzie czasowym dla wybranych punktów LMWP piętra czwartorzędownego.

Piętro czwartorzędowe

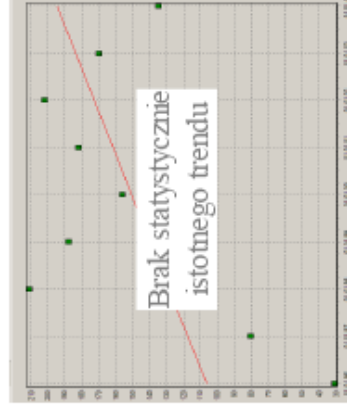
Strefa poza zasięgiem ZCh „Tamowskie Góry” (PQ-31): nie określono trendów - zbyt krótkie serie czasowe.

Strefa ogniskowa (P-5)

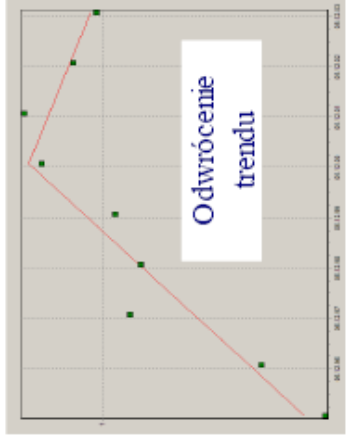
Bar



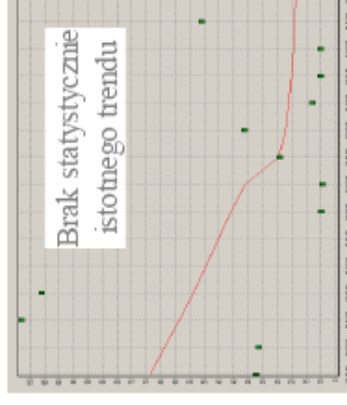
Bor



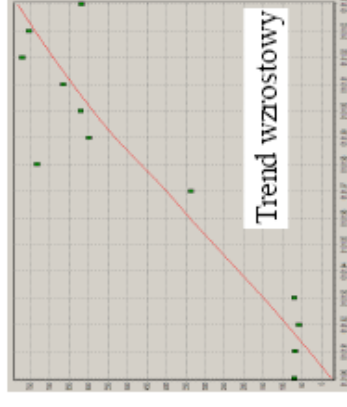
Stront



Chlorki

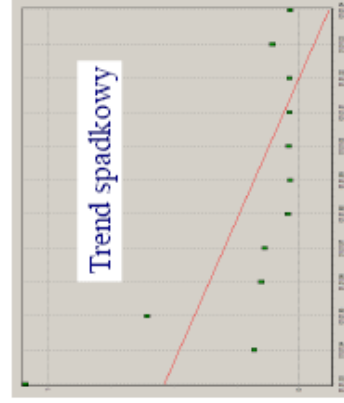


Siarczany

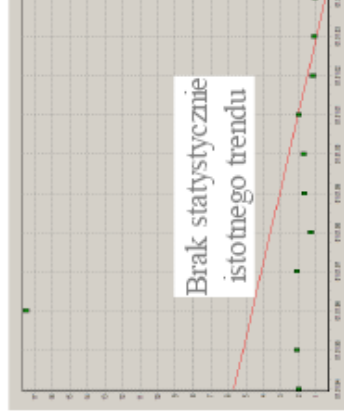


Strefa odpływu (P-20)

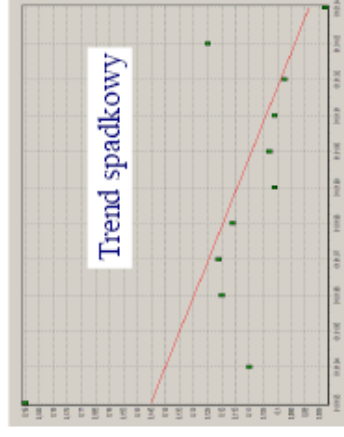
Bar



Bor



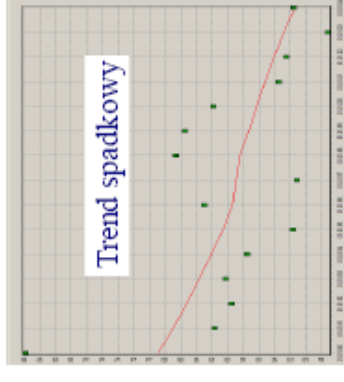
Stront



Chlorki



Siarczany



Rys. 40. Trendy zmienności czasowej wyznaczone za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001).

Strefa odpływu

Analizę zmienności czasowej zanieczyszczenia w strefie odpływu piętra czwartorzędowego prowadzono w oparciu o punkt P-20 leżący w północnej części sieci LMWP (por.: rys 16). Chociaż punkt P-20 leży w pobliżu opisywanego wcześniej punktu P-5, to jednak dwa poważne argumenty przemawiają za jego wyborem do analiz zmienności zanieczyszczenia w układzie czasowym:

- Jest to jedyny punkt reprezentujący strefę odpływu, w którym ciągłość monitoringu była wystarczająca, aby uzyskać dane w systemie rocznym z minimum 8 kolejnych lat.
- Pomimo niewielkiej odległości pomiędzy punktami, poziom stężeń większości wskaźników w punkcie P-20 jest dużo niższy niż w przypadku punktu P-5.

Zmienność czasową stężenia w punkcie P-20 zaprezentowano na (rys. 39). Następnie za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001) wyznaczono statystycznie istotne trendy zmienności czasowej (rys. 40). Stwierdzono spadkowy trend baru, strontu oraz siarczanów. Dla boru oraz chlorków nie stwierdzono statystycznie istotnych trendów zmienności.

Poniżej przedstawiono charakterystykę zmienności czasowej zanieczyszczenia w piętrze triasowym.

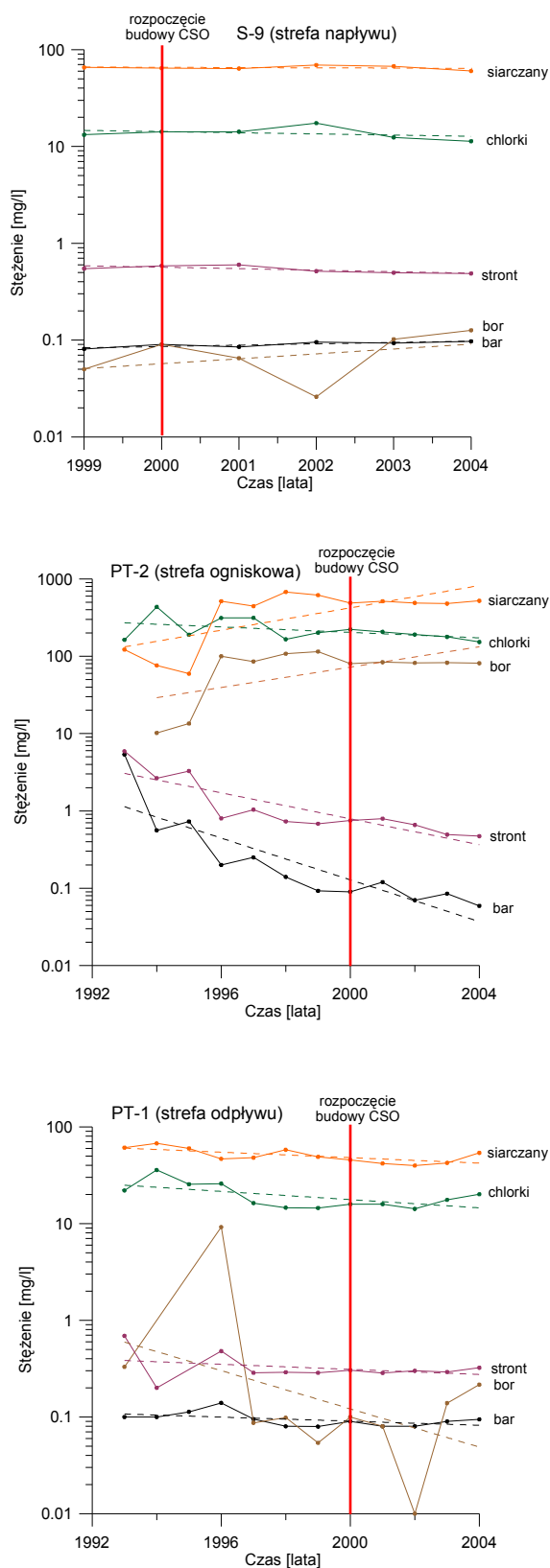
Strefa napływu

Najdłużej opróbowywanym punktem LMWP reprezentującym strefę napływu piętra triasowego jest studnia S-9. Analizowany zestaw danych z tego punktu (1999 – 2004) nie obejmuje 8 lat wymaganych do analizy statystycznie istotnych trendów zmienności czasowej. Jednakże samo porównanie wykresów zmienności stężeń w punkcie S-9 z wykresami dla innych analizowanych punktów (rys. 41) pozwala stwierdzić stabilność składu wód dopływających do punktu S-9 w analizowanym okresie. Należy więc przyjąć, że ten punkt pozostaje poza wpływem b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” i może służyć jako dobra reprezentacja wód piętra triasowego napływających w rejon składowisk.

Strefa ogniskowa

Analizę zmienności czasowej zanieczyszczenia w strefie ogniskowej piętra triasowego prowadzono w oparciu o punkt PT-2 leżący w południowej części strefy ogniskowej (por.: rys 16). Zmienność czasową stężenia w tym punkcie zaprezentowano na (rys. 41). Następnie za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001) wyznaczono statystycznie istotne trendy zmienności czasowej (rys. 42). Stwierdzono spadkowe trendy dla wszystkich analizowanych

wskaźników zanieczyszczenia. Dla boru oraz siarczanów trend spadkowy zapoczątkowało odwrócenie pierwotnie wzrostowego trendu na spadkowy począwszy od roku 1996-97.



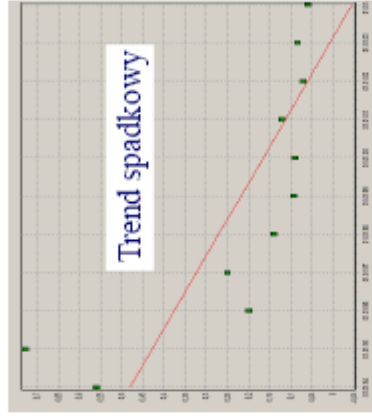
Rys. 41. Zmienność zanieczyszczenia w układzie czasowym dla wybranych punktów LMWP piętra triasowego.

Piętro triasowe

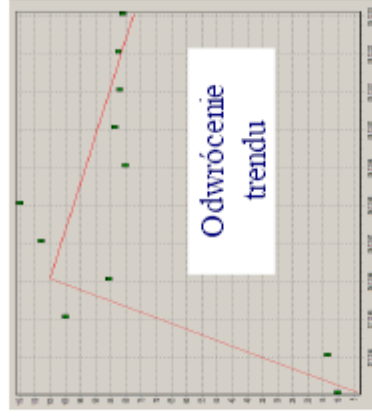
Strefa napływu (S-9): nie określono trendów - zbyt krótkie serie czasowe.

Strefa ogniskowa (PT-2)

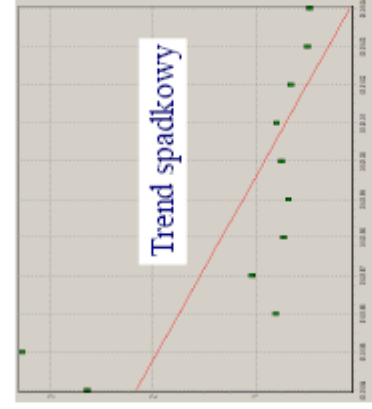
Bar



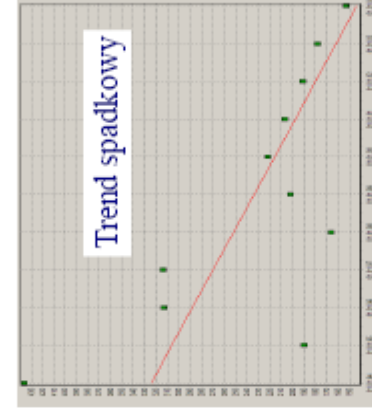
Bor



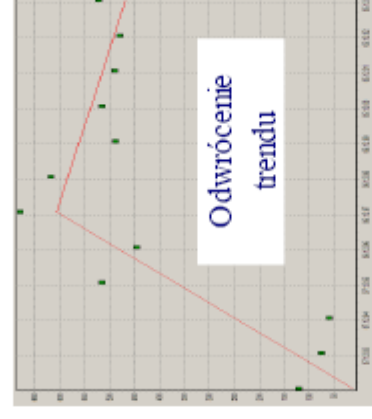
Stront



Chlorki

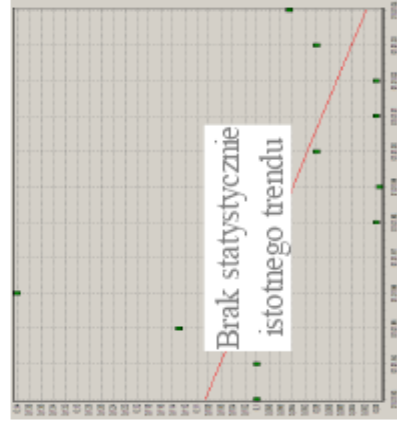


Siarczany

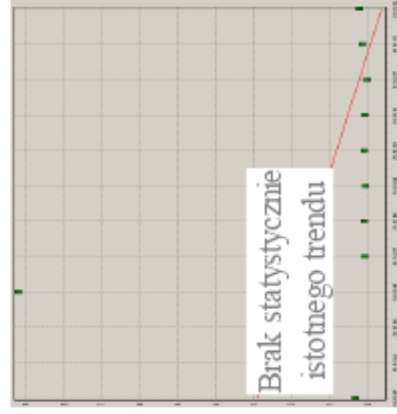


Strefa odpływu (PT-1)

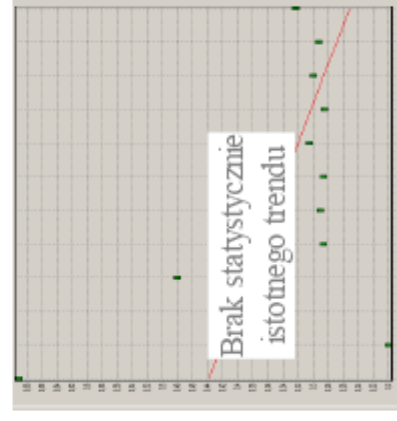
Bar



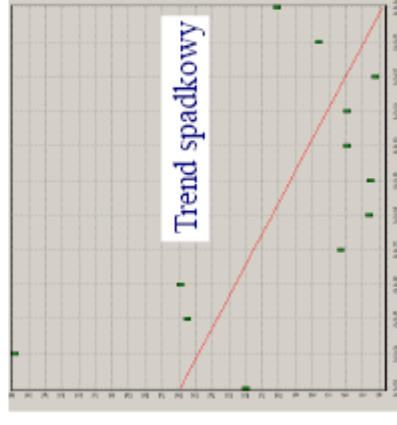
Bor



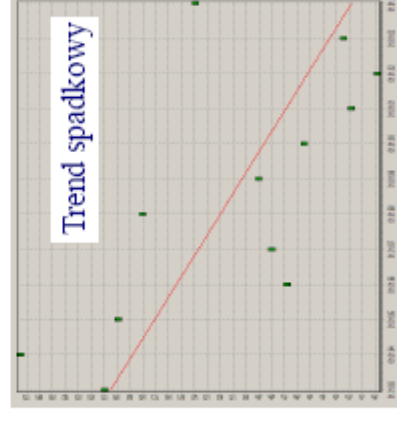
Stront



Chlorki



Siarczany



Rys. 42. Trendy zmienności czasowej wyznaczone za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001).

Strefa odpływu

Analizę zmienności czasowej zanieczyszczenia w strefie odpływu piętra czwartorzędownego prowadzono w oparciu o punkt PT-1 leżący na południowy zachód od strefy ogniskowej (por.: rys 16). Zmienność czasową stężenia w punkcie PT-1 zaprezentowano na (rys. 39). Następnie za pomocą programu GWstat (Grath i in., 2001) wyznaczono statystycznie istotne trendy zmienności czasowej (rys. 42). Stwierdzono spadkowy trend chlorków oraz siarczanów. Dla baru, boru oraz strontu nie stwierdzono statystycznie istotnych trendów zmienności.

Analizę zmienności czasowej zanieczyszczenia można podsumować następująco:

- W piętrze czwartorzędownym stwierdzono statystycznie istotny trend wzrostowy stężenia jedynie w przypadku siarczanów w strefie ogniskowej (rys. 40). W tej samej strefie w przypadku strontu zanotowano odwrócenie trendu wzrostowego na spadkowy od roku 2001. Trudno dowieść związku wspomnianego odwrócenia z rozpoczęciem w 2000 r. Budowy CSO, biorąc pod uwagę wspomniany ciągły trend wzrostowy siarczanów obserwowany w tym samym punkcie. W strefie odpływu piętra czwartorzędownego dominuje trend spadkowy (notowany w przypadku 3 wskaźników na 5 analizowanych)
- W piętrze triasowym nie stwierdzono statystycznie istotnego trendu wzrostowego w żadnym analizowanym punkcie sieci LMWP dla żadnego z analizowanych wskaźników zanieczyszczenia (rys. 42). W strefie ogniskowej piętra triasowego stwierdzono za to trend spadkowy wszystkich analizowanych wskaźników. Odwrócenie trendu stężenia boru i siarczanów w roku 1996-97 nastąpiło przed rozpoczęciem budowy CSO (w roku 2000), więc trudno ustalić przyczyny tego zjawiska. W strefie odpływu również notowano trendy spadkowe (w przypadku 2 wskaźników na 5 analizowanych)
- Należy podkreślić, że analiza zmienności czasowej zanieczyszczenia z konieczności była prowadzona w oparciu o wybrane punkty LMWP (takie, w których odpowiednio długo prowadzono monitoring). W przypadku dużej niejednorodności zanieczyszczenia oraz przy skomplikowanych warunkach hydrogeologicznych opisywanego rejonu należy przyjąć, że punkty te nie reprezentują w pełni opisywanych stref sieci LMWP. Jednak przy zachowaniu pewnej ostrożności można na podstawie analizy trendów stwierdzić, że nic nie wskazuje na znaczący wzrost zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”, w niektórych strefach można liczyć nawet na powolny spadek stężenia niektórych wskaźników. Wciąż jednak należy pamiętać, że aktualny poziom zanieczyszczenia

jest już bardzo wysoki. Z tego powodu jego utrzymywanie się, czy nawet powolny spadek stężeń niektórych substancji, nie będzie na razie prowadził do zauważalnej poprawy jakości wód podziemnych.

5.3. Charakterystyka tła hydrogeochemicznego

Tło hydrogeochemiczne (Dowgiałło i in., 2002) to zakres stężeń badanych substancji lub zakres wartości cech hydrochemicznych, charakterystyczny dla badanego środowiska, jednostki lub fragmentu jednostki hydrogeologicznej jednolitej pod względem hydrogeochemicznym. Naturalne tło hydrogeochemiczne wyznacza się, jeśli nie obserwuje się wpływów antropopresji, natomiast jeśli dany obszar jest objęty wpływami antropogenicznymi – wyznacza się aktualne tło hydrogeochemiczne (Szczepańska i Kmiecik, 2005). W przypadku rejonu Tarnowskich Gór możliwe jest tylko wyznaczenie tła aktualnego, gdyż jest to rejon objęty silnymi wpływami antropogenicznymi (Kowalczyk, 2003). Dotyczy to w szczególności obszaru leżącego w zasięgu sieci LMWP działającej wokół byłych Z.Ch. „Tarnowskie Góry”.

Tło hydrogeochemiczne dla analizowanych wskaźników zanieczyszczeń wyznaczono osobno dla piętra czwartorzędowego i triasowego na podstawie wszystkich dostępnych pomiarów prowadzonych w sieci LMWP od momentu jej powstania w roku 1990. Wyznaczone tło zestawiono w tabeli 19 oraz na rys. 43 i 44 z podziałem na wody czyste i zanieczyszczone w każdym z pięter wodonośnych, co pozwala na scharakteryzowanie skali zanieczyszczenia wód podziemnych. Należy zwrócić uwagę na fakt słabego reprezentowania wód czystych piętra czwartorzędowego. Punkt P-9 ujmujący teoretycznie wody napływające w rejon składowisk w rzeczywistości pozostaje pod widocznym wpływem b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” (por.: rozdział 5.2). Jako punkt reprezentatywny dla wód czystych piętra czwartorzędowego wybrano więc punkt PQ-31, który jednak funkcjonuje od niedawna (od roku 2003). Z tego powodu też ilość danych zgromadzonych dla tego punktu jest niewielka (tabela 19), więc dane prezentowane dla wód czystych piętra czwartorzędowego należy traktować jedynie orientacyjnie. Dlatego też przy charakterystyce tła dla strefy wód czystych piętra czwartorzędowego za wartość odnośnikową przyjęto medianę, jako miarę najbardziej niezależną od pojedynczych odstających wyników w zbiorze danych o niskiej liczebności. Dla pozostałych analizowanych stref, w których liczebność danych była znacznie wyższa, jako dolną granicę tła przyjęto 16., a jako górną granicę – 84. percentyl rozkładu zbioru danych (Kania, 2002).

Tabela 19. Tło hydrogeochemiczne wyznaczone na podstawie archiwalnych danych zgromadzonych przez b.Z.Ch. „Tarnowskie Góry” od momentu powstania sieci LMWP w roku 1990.

Strefa (punkt LMWP)	parametr	jednostki	liczba pomiarów	minimum	maksimum	mediana	średnia	16. percentyl	84. percentyl
Piętro czwartorzędowe									
Wody czyste poza wpływem Z.Ch. "Tarnowskie Góry" (PQ-31)	bar	mg/l	6	0,12	0,16	0,14	0,14	n.o.*	n.o.
	bor	mg/l	6	0,2	1,9	0,3	0,5	n.o.	n.o.
	stront	mg/l	6	0,29	0,34	0,30	0,31	n.o.	n.o.
	chlorki	mg/l	4	46,9	53,9	51,0	50,7	n.o.	n.o.
	siarczany	mg/l	4	92,8	110,3	107,4	104,5	n.o.	n.o.
Wody zanieczyszczone strefa ogniskowa (P-5)	bar	mg/l	47	0,01	0,31	0,04	0,04	0,03	0,05
	bor	mg/l	47	40,4	336,7	177,5	179,5	146,1	211,6
	stront	mg/l	47	0,12	2,00	1,00	1,00	0,81	1,21
	chlorki	mg/l	45	1,0	310,0	9,3	19,9	5,1	12,7
	siarczany	mg/l	44	505	925	638	660	575	755
Piętro triasowe									
Wody czyste strefa napływu (S-9)	bar	mg/l	26	0,06	0,44	0,09	0,10	0,08	0,10
	bor	mg/l	29	0,01	0,23	0,05	0,06	0,03	0,10
	stront	mg/l	29	0,26	0,68	0,55	0,54	0,49	0,60
	chlorki	mg/l	24	11,0	30,1	14,2	14,7	12,4	17,3
	siarczany	mg/l	24	47,7	116,5	65,5	66,8	59,1	71,6
Wody zanieczyszczone strefa ogniskowa (PT-2)	bar	mg/l	43	0,01	9,53	0,14	0,53	0,07	0,59
	bor	mg/l	39	2,0	130,4	89,5	83,8	44,5	115,8
	stront	mg/l	40	0,01	5,91	0,75	1,16	0,67	1,61
	chlorki	mg/l	42	117,0	456,5	203,6	220,9	152,8	269,8
	siarczany	mg/l	42	10,0	905,0	507,5	449,2	101,8	637,5

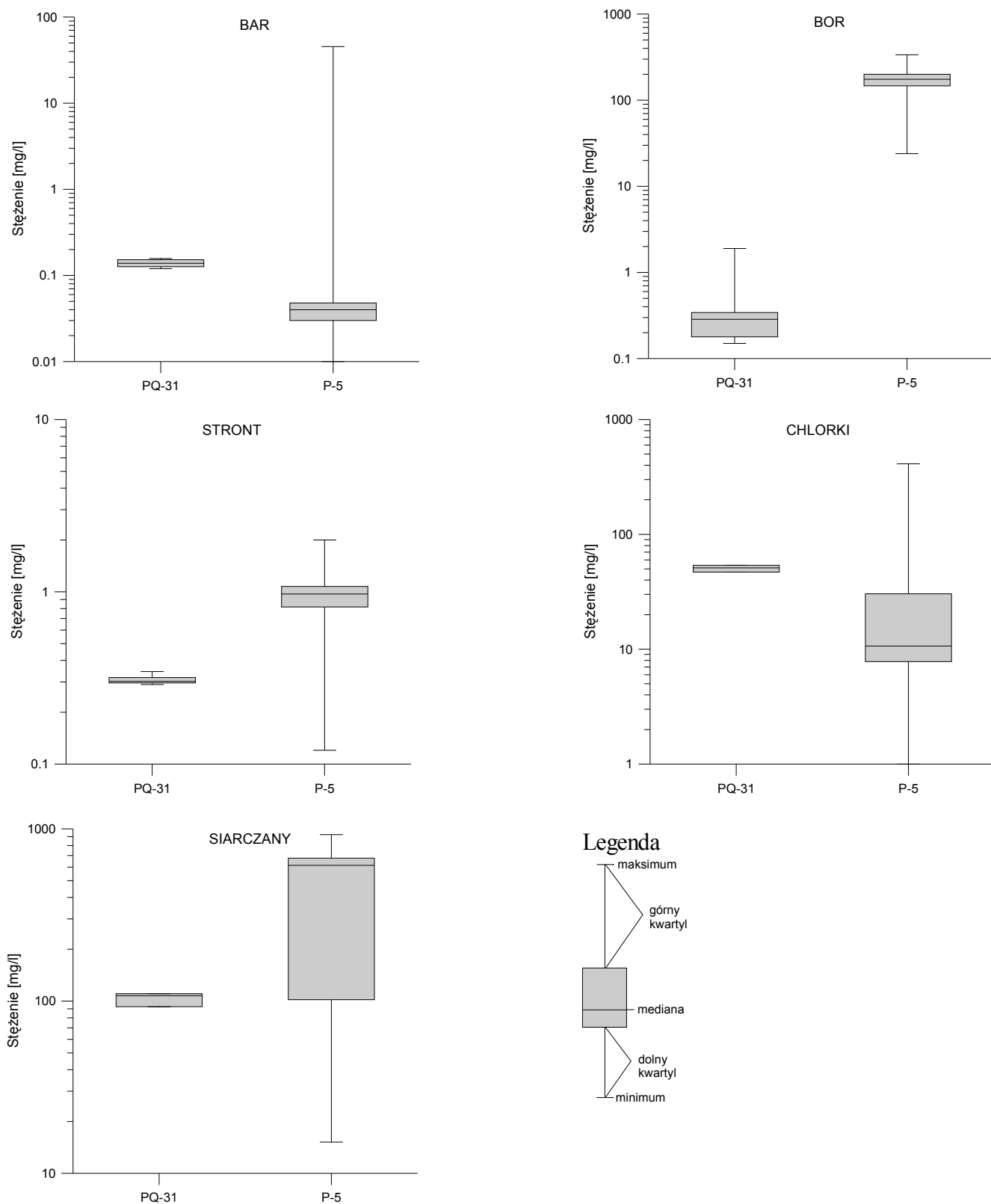
* n.o. - nie obliczono z powodu zbyt małej ilości pomiarów

W piętrze czwartorzędowym (tabela 19, rys. 43) zwracają uwagę przede wszystkim bardzo wysokie stężenia boru w strefie wód zanieczyszczonych. Praktycznie cały zakres tła dla boru w strefie ogniskowej (146,1 – 211,6 mg/l) przekracza o około 3,5 rzędu wielkości medianę stężeń dla wód czystych (0,3 mg/l). Zakres tła dla siarczanów (575 – 755 mg/l) oraz strontu (0,81 – 1,21 mg/l) przekracza kilka razy medianę stężeń dla wód czystych (107,4 mg/l dla siarczanów oraz 0,30 mg/l dla strontu). Nieoczekiwanie, wyznaczone tło dla strefy ogniskowej w przypadku baru (0,03 – 0,05 mg/l) oraz chlorków (5,1 – 12,7 mg/l) jest wyraźnie niższe niż mediana dla danych z punktu PQ-31 (0,14 mg/l dla baru oraz 51 mg/l dla chlorków). Nie jest to wynikiem wysokich stężeń baru i chlorków w punkcie PQ-31, gdyż zarówno wartości dla baru jak i dla chlorków mieszczą się w pierwszej klasie jakości wód podziemnych (por.: tabela 15). Ewidentnie, w strefie ogniskowej w rejonie punktu P-5 pomimo bardzo wysokich stężeń boru notuje się jednocześnie bardzo niskie stężenia chlorków i baru. Najprawdopodobniej powody występowania niskich stężeń w strefie ogniskowej są odmienne w przypadku bardzo łatwo mobilnych chlorków i bardzo trudno mobilnego baru. Zanieczyszczenie barem ogranicza się do wysokich punktowych anomalii (por.: rys. 25) - niska mobilność powoduje bardzo duże różnice stężeń baru pomiędzy

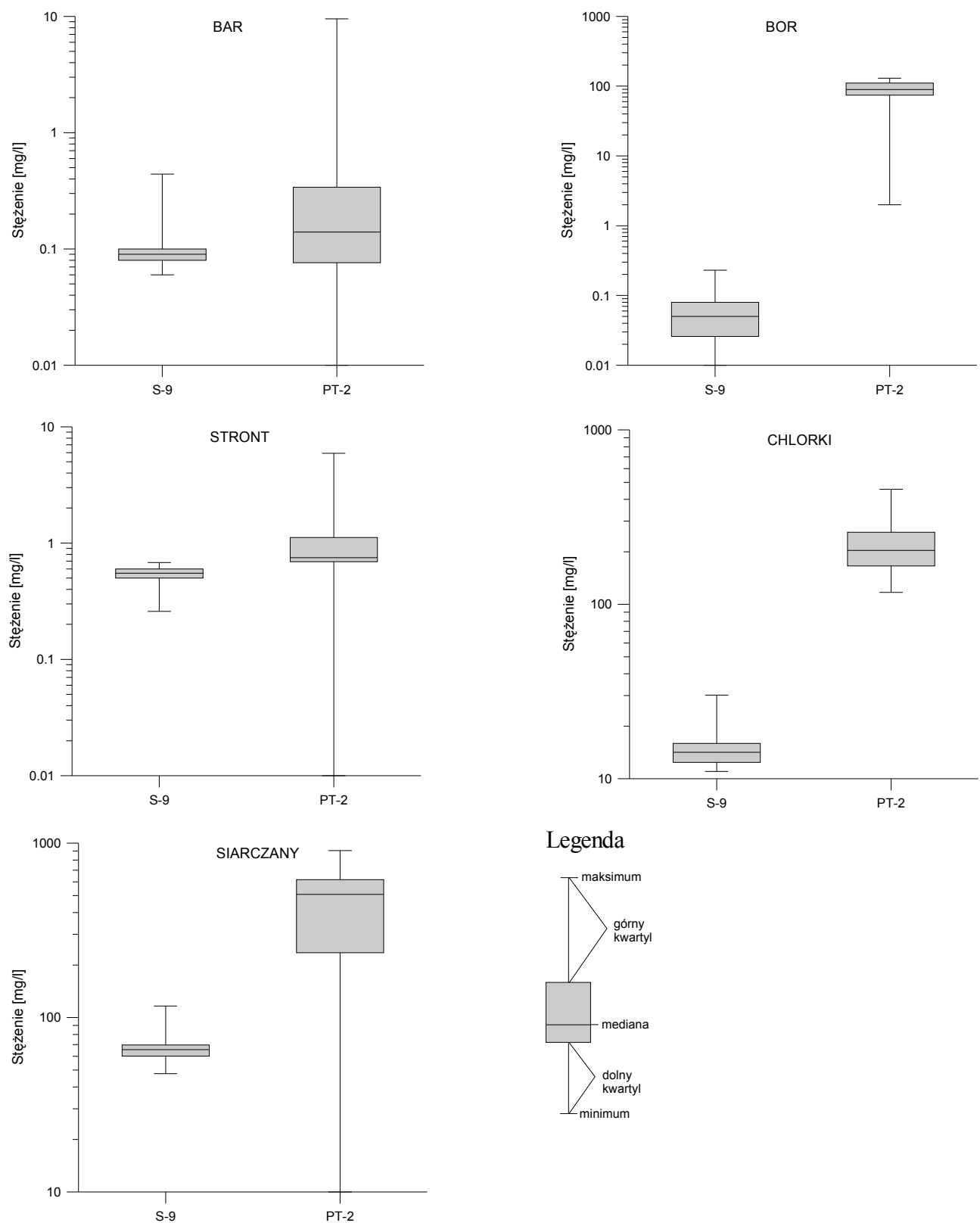
poszczególnymi punktami sieci LMWP w strefie ogniskowej. Akurat punkt P-5 nie należy do tych, w których kiedykolwiek notowało się wysokie anomalie baru. Z kolei w przypadku chlorków najprawdopodobniej zanieczyszczenie nastąpiło na długo przed ustanowieniem w roku 1990 sieci LMWP i większość masy łatwo migrujących chlorków została już usunięta.

W piętrze triasowym (tabela 19, rys. 44) obserwuje się również bardzo wysokie stężenia boru w strefie ogniskowej, gdzie zakres tła wynosi 44,5 – 115,8 mg/l, przy tle napływu na poziomie zaledwie 0,03 – 0,10 mg/l, a więc różnica pomiędzy wodami czystymi a zanieczyszczonymi wynosi około 3 rzędy wielkości. Istotny wzrost stężenia w strefie ogniskowej notuje się również w przypadku chlorków, których tło dla wód zanieczyszczonych (152,8 – 296,8 mg/l) jest o ponad rząd wielkości większe od tła napływu (12,4 – 17,3 mg/l). Nieco mniejszy wzrost stwierdza się w przypadku siarczanów – ich stężenia w strefie ogniskowej (101,8 – 637,5 mg/l) są kilkukrotnie wyższe od stężeń dla wód czystych (59,1 – 71,6). W przypadku baru i strontu dolna granica tła nie różni się zasadniczo dla wód czystych i zanieczyszczonych, natomiast notuje się kilkukrotny wzrost górnej granicy tła: dla baru od 0,10 mg/l dla wód czystych do 0,59 mg/l dla wód zanieczyszczonych; dla strontu od 0,60 mg/l dla wód czystych do 1,61 mg/l dla wód zanieczyszczonych.

Podsumowując, można stwierdzić, że wyraźnie najistotniejszym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” jest bor, który w przypadku obydwu pięter wodonośnych wykazuje wzrost tła wód zanieczyszczonych o około 3 rzędy wielkości w stosunku do tła napływu. Górna granica tła dla boru w strefie ogniskowej osiąga 211,6 mg/l dla piętra czwartorzędowego oraz 115,8 mg/l dla piętra triasowego przy wartości normatywnej dla III klasy jakości wód podziemnych (wody średniej jakości) na poziomie 1 mg/l (wg: Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r oraz Witczak, 2005).



Rys. 43. Tło hydrogeochemiczne wód podziemnych piętra czwartorzędowego wyznaczone na podstawie danych z sieci LMWP dla punktów reprezentujących: wody czyste – strefa poza wpływem ZCh „Tarnowskie Góry” (PQ-31), wody zanieczyszczone– strefa ogniskowa (P-5).



Rys. 44. Tło hydrogeochemiczne wód podziemnych piętra triasowego wyznaczone na podstawie danych z sieci LMWP dla punktów reprezentujących : wody czyste – strefa napływu (S-9), wody zanieczyszczone – strefa ogniskowa (PT-2).

6. Ocena stanu chemicznego wód podziemnych

Ocenę stanu chemicznego wód podziemnych w pietrze czwartorzędowym i triasowym w rejonie b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry” przeprowadzono w oparciu o kryteria podane w dyrektywach unijnych (RDW, 2000; DWP, 2006) oraz polskie regulacje prawne (Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r). Ocenę przeprowadzono w układzie punktowym i obszarowym dla trzech analizowanych okresów: 1995, 1999 oraz 2004. Wyniki oceny punktowej i obszarowej zaprezentowano w formie map osobno dla piętra czwartorzędowego (rys. 45) i triasowego (rys. 46).

6.1 Ocena punktowa

Ocenę stanu chemicznego wód podziemnych w układzie punktowym przeprowadzono na podstawie danych zagregowanych czasowo w systemie rocznym. Następnie analizę danych prowadzono w następujący sposób:

- Porównano stężenia wskaźników (bar, bor, stront, chlorki oraz siarczany) w poszczególnych punktach sieci LMWP z wartościami granicznymi dla poszczególnych klas jakości wód podziemnych (tabela 15).
- Punkt LMWP zaliczano do danej klasy jakości, jeśli wartości wszystkich analizowanych wskaźników mieściły się poniżej wartości granicznych dla tej klasy.

W rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r) i w przygotowywanej nowelizacji wydziela się pięć klas jakości wód podziemnych. Wielkości wartości granicznych zamieszczone w tabeli 15 pochodzą z gotowego już załącznika (Witczak, 2005) do przygotowywanej nowelizacji. W przypadku strontu w załączniku do nowego rozporządzenia (Witczak, 2005) nie określono wartości granicznych we wspomnianym załączniku, ani też w Rozporządzeniach poprzednich. Dlatego też dla strontu zastosowano starszą klasyfikację wg PIOŚ (Staniewicz-Dubois, 1995).

Piętro czwartorzędowe

Analizując wyniki oceny punktowej dla piętra czwartorzędowego (rys. 45) można stwierdzić, że widoczna jest przewaga V klasy jakości wód podziemnych we wszystkich analizowanych latach, bez wyraźnych różnic pomiędzy poszczególnymi latami. Klasa V dominuje zwłaszcza w przypadku strefy ogniskowej; mniejszy jest jej udział w przypadku strefy odpływu, która jednak jest słabo reprezentowana (1-3 punkty w poszczególnych latach). Lepszy stan chemiczny stwierdzono dla strefy napływu, reprezentowanej jednak tylko przez jeden wątpliwy punkt P-9. Stan chemiczny dla punktu PQ-31 reprezentującego wody poza

wpływem Z.Ch. Tarnowskie Góry” określono tylko dla roku 2004 (punkt istnieje od roku 2003). Punkt ten zaliczono do klasy II.

Piętro triasowe

Na podstawie oceny punktowej dla piętra triasowego (rys. 46) można stwierdzić, że również w przypadku piętra triasowego nie zanotowano istotnych różnic pomiędzy poszczególnymi latami. Wyraźne są za to różnice pomiędzy strefą ogniskową, gdzie we wszystkich latach dominuje klasa V, a strefą odpływu, gdzie dominują klasy I-III (najczęściej klasa II). Słabo reprezentowana jest strefa napływu w piętrze triasowym; jej stan chemiczny jest podobny jak w przypadku strefy odpływu.

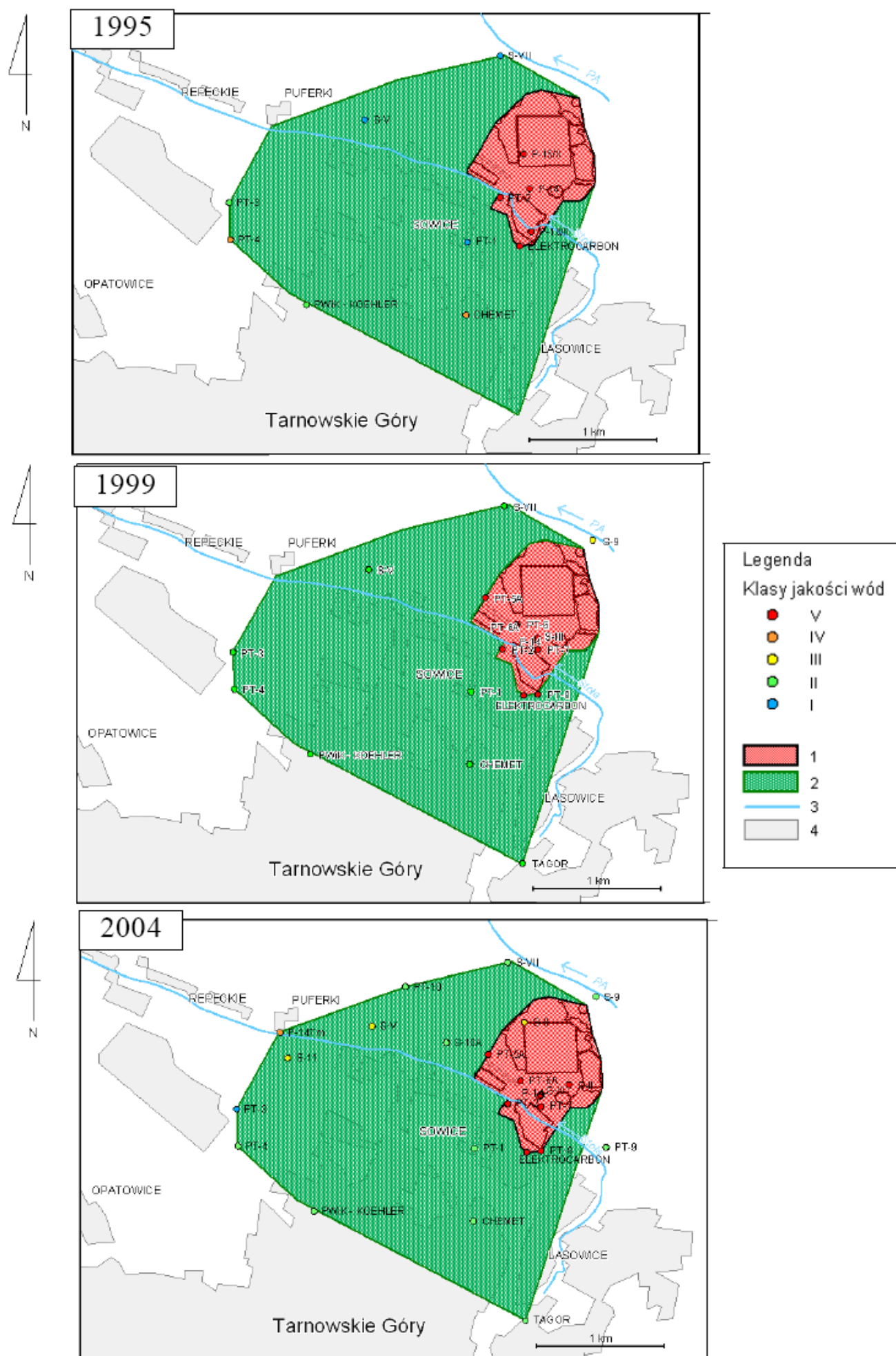
6.2. Ocena obszarowa

Ocena obszarowa w świetle ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, 2000) powinna być dokonywana dla całości obszaru tzw. „jednolitej części wód podziemnych” po uprzedniej agregacji przestrzennej danych. W niniejszej pracy zaadaptowano ocenę obszarową do oceny stanu chemicznego wód podziemnych w zasięgu sieci LMWP wokół b. ZCh „Tarnowskie Góry”. Zamiast „jednolitych części wód” ocenę stanu chemicznego starano się prowadzić oddzielnie dla piętra czwartorzędowego i triasowego w obrębie stref napływu, ogniskowej i odpływu– tak jak w przypadku wcześniej opisanej oceny punktowej. Ocenę obszarową przeprowadzono w następujący sposób:

- Skontrolowano liczebność zbiorów danych dla strefy napływu, ogniskowej i odpływu w poszczególnych piętrach wodonośnych w latach 1995, 1999 oraz 2004. Aby dane zagregowane przestrzennie mogły być reprezentatywne dla danej strefy, agregacja powinna się opierać na jak największej liczbie punktów. Jednakże liczebność punktów LMWP w poszczególnych strefach jest znikoma do niskiej i wynosi od 0 do 11. Konieczne więc było postawienie granicy liczebności zbioru reprezentatywnego dla oceny obszarowej stanu wód podziemnych. Granicę taką przyjęto na poziomie $n = 5$, uznając tą wartość za kompromis pomiędzy wymogami statystycznej reprezentatywności, a dostępnością danych sieci LMWP.
- Ostatecznie do oceny obszarowej w oparciu o dane zagregowane nie zakwalifikowano:
 - strefy napływu ($n = 1$) oraz odpływu ($n = 1-4$) piętra czwartorzędowego
 - strefy napływu piętra triasowego ($n = 0-2$)
- Ze względu na znikomą liczebność danych przeprowadzono jedynie punktową ocenę stanu chemicznego tych stref (por.: rozdział 6.1) bez agregacji przestrzennej

- Do oceny obszarowej w oparciu o dane zagregowane zakwalifikowano natomiast:
 - strefę ogniskową piętra czwartorzędowego ($n = 6-11$)
 - strefę ogniskową ($n = 5-10$) oraz strefę odpływu ($n = 7-11$) piętra triasowego
- Następnie dokonano agregacji przestrzennej danych oddzielnie dla poszczególnych stref piętra czwartorzędowego i triasowego za pomocą wyliczenia wartości środkowej (mediany) stężenia danego wskaźnika pomierzonego w punktach leżących w danej strefie. W przypadku częstych asymetrycznych rozkładów stężeń wskaźników lub w przypadku występowania wartości odstających mediana nie ulega deformacji, a więc lepiej opisuje zbiór danych niż średnia (Szczepańska i Kmiecik, 2005).
- Uzyskane zagregowane wyniki dla jednolitych stref LMWP porównano następnie z wartością graniczną dla III klasy jakości wód podziemnych (tabela 15), przyjętej za granicę dobrego i słabego stanu chemicznego.

Wyniki oceny obszarowej przedstawiono w formie graficznej na mapach stanu chemicznego, sporządzonych oddzielnie dla piętra czwartorzędowego (rys. 45) i triasowego (rys. 46) dla lat 1995, 1999, 2004.



Rys. 46. Stan chemiczny wód podziemnych piętra trawowego w latach 1995, 1999 i 2004 na podstawie wyników LMWP byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Ocena punktowa i obszarowa. Klasy jakości wód wg: Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r oraz Witzak, 2005 (por. tabela 15); 1 - słaby stan chemiczny wód podziemnych; 2 - dobry stan chemiczny wód podziemnych; 3 - rzeki; 4 - zabudowa.

Na podstawie wyników oceny obszarowej dla piętra czwartorzędowego (rys. 45) można stwierdzić, że słaby stan chemiczny w strefie ogniskowej utrzymuje się we wszystkich analizowanych latach. Głównym powodem słabego stanu chemicznego dla wszystkich analizowanych lat jest zanieczyszczenie borem, podrzędne znaczenie ma zanieczyszczenie strontem (w latach 1995 i 1999) oraz siarczanami (w roku 1999).

Wyniki oceny obszarowej dla piętra triasowego (rys 51) świadczą również o słabym stanie chemicznym w strefie ogniskowej we wszystkich analizowanych latach. Podobnie jak w przypadku piętra czwartorzędowego głównym powodem słabego stanu chemicznego dla wszystkich analizowanych lat jest zanieczyszczenie borem. Podrzędne znaczenie ma zanieczyszczenie siarczanami (we wszystkich analizowanych latach) oraz strontem (w roku 1995). W strefie odpływu piętra triasowego zanotowano dobry stan chemiczny we wszystkich analizowanych latach.

Dwa generalne wnioski dotyczące obydwu pięter wodonośnych wydają się być godne podkreślenia przy łącznym podsumowaniu analizy zmienności zanieczyszczenia oraz oceny stanu chemicznego:

- Wszystkie przeprowadzone analizy danych z sieci LMWP opisane w rozdziałach 5 i 6 potwierdzają szczególną istotność boru jako wskaźnika zanieczyszczenia. Parametr ten w zasadzie decyduje o stanie chemicznym wód podziemnych, występując w strefie ogniskowej obydwu pięter w stężeniach przewyższających o ponad 3 rzędy poziom lokalnego tła hydrogeochemicznego. Przekroczenia te nie ograniczają się do pojedynczych anomalii, ale dotyczą w zasadzie całej strefy ogniskowej. Biorąc dodatkowo pod uwagę pewną unikalność zanieczyszczenia borem, a co za tym idzie łatwą identyfikację jego podwyższonych stężeń, można uznać bor jako podstawowy wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie byłych. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”.
- Do roku 2004 nie zaobserwowano potwierdzających się trendów zmian, które byłyby zjawiskiem istotnym w skali całej sieci LMWP. W szczególności nie zaobserwowano pozytywnego wpływu rozpoczęcia w roku 2000 likwidacji starych składowisk i przenoszenia odpadów na nowe centralne składowisko odpadów. Z drugiej strony nie stwierdzono żadnych poważnych negatywnych trendów zanieczyszczenia wód podziemnych, które mogłyby skutkować eskalacją problemu w perspektywie najbliższych kilku lat. Konieczne jest jednak oszacowanie długookresowych zmian rozprzestrzenienia zanieczyszczenia, zwłaszcza biorąc pod uwagę nieszczęśliwe położenie badanego rejonu w strefie zasilania dwóch triasowych GZWP, stanowiących istotne źródło wody pitnej dla okolicznych miast i gmin. Próbę takiego długookresowego oszacowania za pomocą metod modelowania matematycznego. podjęto w niniejszej pracy.

7. Modele krążenia wód podziemnych w rejonie Tarnowskich Gór

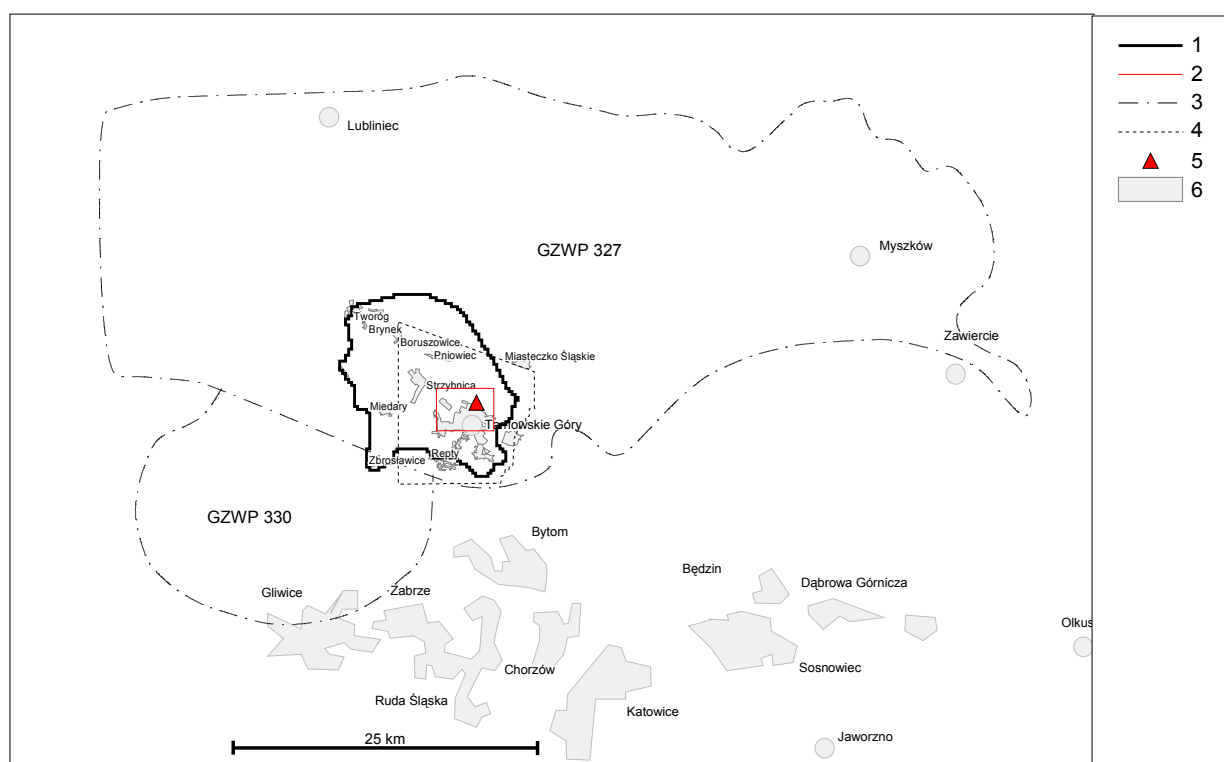
Wiarygodne prognozowanie długoterminowych zmian w środowisku wód podziemnych, zwłaszcza w tak skomplikowanym przypadku jak rejon b. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”, wymaga zastosowania metod modelowania matematycznego.

Istniejące dotychczas modele matematyczne (publikowane lub dostępne w archiwach instytucji państwowych) obejmujące rejon Tarnowskich Gór można podzielić na (rys. 47):

- Modele przepływu wód podziemnych w skali regionalnej (Kowalczyk i in., 1997, 1999; Kowalczyk, 2003; Korcz i in., 2004). Z analizy tych opracowań wynika, że oparte są one na tym samym modelu, o powierzchni 2455 km², obejmującym swoim zasięgiem cały obszar GZWP 327 Lubliniec-Myszków oraz GZWP 330 Gliwice. Model ten jest dwuwarstwowy (czwartorzęd i trias), *quasi*-trójwymiarowy, z zadaniem współczynnikiem przesączania pomiędzy warstwami. Bloki modelu mają rozmiar 500×500 metrów, granice zewnętrzne poprowadzono wzdłuż formalnych granic GZWP 327 oraz 330. Kalibrację modelu przeprowadzono poprzez porównanie mapy hydroizohips według pomiarów terenowych z mapą hydroizohips według badań modelowych, a także poprzez korelację zwierciadła pomierzonego z symulowanym przez model w 14 piezometrach rozmieszczonych na całym obszarze obydwu triasowych GZWP. Model był głównie używany do oceny formowania się zasobów wód podziemnych GZWP 327 oraz 330 (Kowalczyk, 2003) a także do wyznaczenia kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie Tarnowskich Gór.
- Modele w skali lokalnej oraz ponadlokalnej (Rubin i in., 1997, 1999; Krupanek i in., 2004a; 2004b). Najbardziej zaawansowanym wydaje się tu być model Kowalczyka i in., (2003). Witkowski i in. (2005) powołują się na wyniki modelowania zawarte w tej pracy. Model ten ma powierzchnie 116,3 km², jest czterowarstwowy (2 warstwy w czwartorzędzie i 2 w triasie), *quasi*-trójwymiarowy, z zadaniem współczynnikiem przesączania pomiędzy warstwami, bloki modelu mają rozmiar 50×50 metrów; model wykonano dla stanu na rok 2003. Dostępny w Internecie raport projektu WELCOME (Krupanek i in., 2004a; 2004b) opisuje wyniki uzyskane w oparciu o ten sam, lub bardzo podobny model. Posłużył on do badań przepływu wód podziemnych, dróg migracji zanieczyszczeń oraz transportu zanieczyszczeń za pomocą programów MODFLOW-96, PMPATH oraz MT3D (Witkowski i in., 2005). Niestety, w

cytowanych pracach nie opisano bliżej wszystkich warunków brzegowych modelu (np.: sposobu doboru granic zewnętrznych, ich rodzaju). Nie podano również szczegółów na temat sposobu kalibracji modelu przepływu wód podziemnych (np.: nie podano ilości obserwacji użytych do kalibracji, wielkości błędów resztkowych).

- Modele hydrogeochemiczne: Rubin i Samborska (2005) opisują model mieszania się wód w piętrze triasowym w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Model jest jednowymiarowy i bardzo uproszczony – autorki w oparciu o wspomniany powyżej niepublikowany model Kowalczyka i in. (2003) dokonują symulacji składu chemicznego wód triasowych za pomocą programów NETPATH oraz PHREEQC.



Rys. 47. Zasięg modelu matematycznego na tle zasięgów dotychczasowych modeli. 1 – zasięg modelu subregionalnego 2 – zasięg modelu lokalnego 3 – orientacyjny zasięg modelu Kowalczyka i in. (1997, 1999) 4 – orientacyjny zasięg modelu Kowalczyka i in. (2003), 5 – lokalizacja b. ZCh „Tarnowskie Góry”, 6 – zabudowa.

Autorski model stworzony na potrzeby niniejszej pracy cechuje się odmiennym podejściem od dotychczas stosowanych. Jego główną cechą jest dwustopniowość – wykonano w zasadzie dwa modele matematyczne w różnej skali: model subregionalny pogranicza GZWP Lubliniec-Myszków i GZWP Gliwice w rejonie Tarnowskich Gór oraz osadzony na nim model lokalny, którego obszar obejmuje sieć LMWP funkcjonującą wokół składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”. Dzięki takiemu podejściu granice modelu subregionalnego mogły zostać dobrze

umocowane w regionalnych warunkach hydrogeologicznych, a osadzony na nim model lokalny został przystosowany pod względem skali i zasięgu do obszaru działania lokalnego monitoringu wokół b. ZCh.

W procesie modelowania warunków hydrogeologicznych rejonu Tarnowskich Gór przeprowadzonym w niniejszej pracy można wyróżnić następujące etapy:

- Sporządzenie modelu koncepcyjnego, opisującego w sposób ideowy relacje pomiędzy głównymi elementami mającymi wpływ na krążenie wód podziemnych w rejonie Tarnowskich Gór.
- Wykonanie na jego podstawie modelu subregionalnego pogranicza GZWP Lubliniec-Myszków i GZWP Gliwice w rejonie Tarnowskich Gór.
- Kalibracja modelu matematycznego subregionalnego.
- Wykorzystanie wyników modelowania jako warunków brzegowych modelu lokalnego.
- Uszczegółowienie niektórych parametrów modelu lokalnego, a następnie jego kalibrację.
- Wykorzystanie wykalibrowanych modeli do symulacji prognostycznych, służących do oszacowania:
 - zasięgu stref potencjalnej migracji wód podziemnych z rejonu składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry” (symulacje przeprowadzono w skali subregionalnej i lokalnej, na obydwu wykonanych modelach),
 - długookresowych prognoz rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (symulacje przeprowadzono na modelu lokalnym).

W procesie modelowania matematycznego użyto program MODFLOW-96, stworzony przez amerykańską służbę geologiczną (Harbaugh i Mc Donald, 1996a,b). Program ten opiera się na metodzie różnic skończonych (*Finite Difference Method*), a obliczenia są dokonywane za pomocą procedur iteracyjnych. Podstawą metody różnic skończonych jest obliczenie równania przepływu opisującego ruch wód podziemnych w przestrzeni trójwymiarowej:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_{xx} \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_{yy} \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{zz} \frac{\partial H}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial H}{\partial t}$$

gdzie:

k_{xx} , k_{yy} , k_{zz} – współczynniki filtracji wzdłuż osi współrzędnych x , y , z [LT^{-1}],

H – wysokość hydrauliczna [L],

W – wielkość zasilania [T^{-1}],

S_s – współczynnik pojemności wodnej [L^{-1}],

t – czas [T],

x, y, z – współrzędne przestrzenne [L].

Do symulacji zasięgu stref potencjalnej migracji wód podziemnych z rejonu składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry” wykorzystano bazujący na metodzie śledzenia cząstek (Pollock, 1994) program PMPATH (Chiang i Kinzelbach, 2001). Z kolei do prognoz zmian stanu chemicznego wód podziemnych wykorzystano program MT3DMS (Zheng, 1990; Zheng i Wang, 1998,1999). Obydwa programy współpracują z programem MODFLOW-96, bazując na jego wynikach. Aby cały proces modelowania przebiegał w sposób przejrzysty, spójny i łatwy do skontrolowania, posłużono się programem Processing Modflow for Windows 5.0 (Chiang i Kinzelbach, 2001). Program ten ułatwia znacznie edycję plików wejściowych do programów MODFLOW-96 oraz MT3DMS, pozwala na wizualizację wyników symulacji, a także zawiera w sobie wspomniany program PMPATH.

7.1. Model koncepcyjny

Zadaniem stworzonego modelu koncepcyjnego było schematyczne opisanie i przedstawienie warunków hydrogeologicznych oraz relacje pomiędzy głównymi elementami mającymi wpływ na krążenie wód podziemnych w rejonie Tarnowskich Gór. Podstawą stworzonego modelu koncepcyjnego była analiza:

- publikowanych map zwierciadła wód podziemnych (rys 7 i 8) oraz własnych przekrojów hydrogeologicznych opracowanych w oparciu o dane z banku HYDRO (rys.5)
- własnych badań terenowych położenia zwierciadła wód podziemnych (rys. 9),

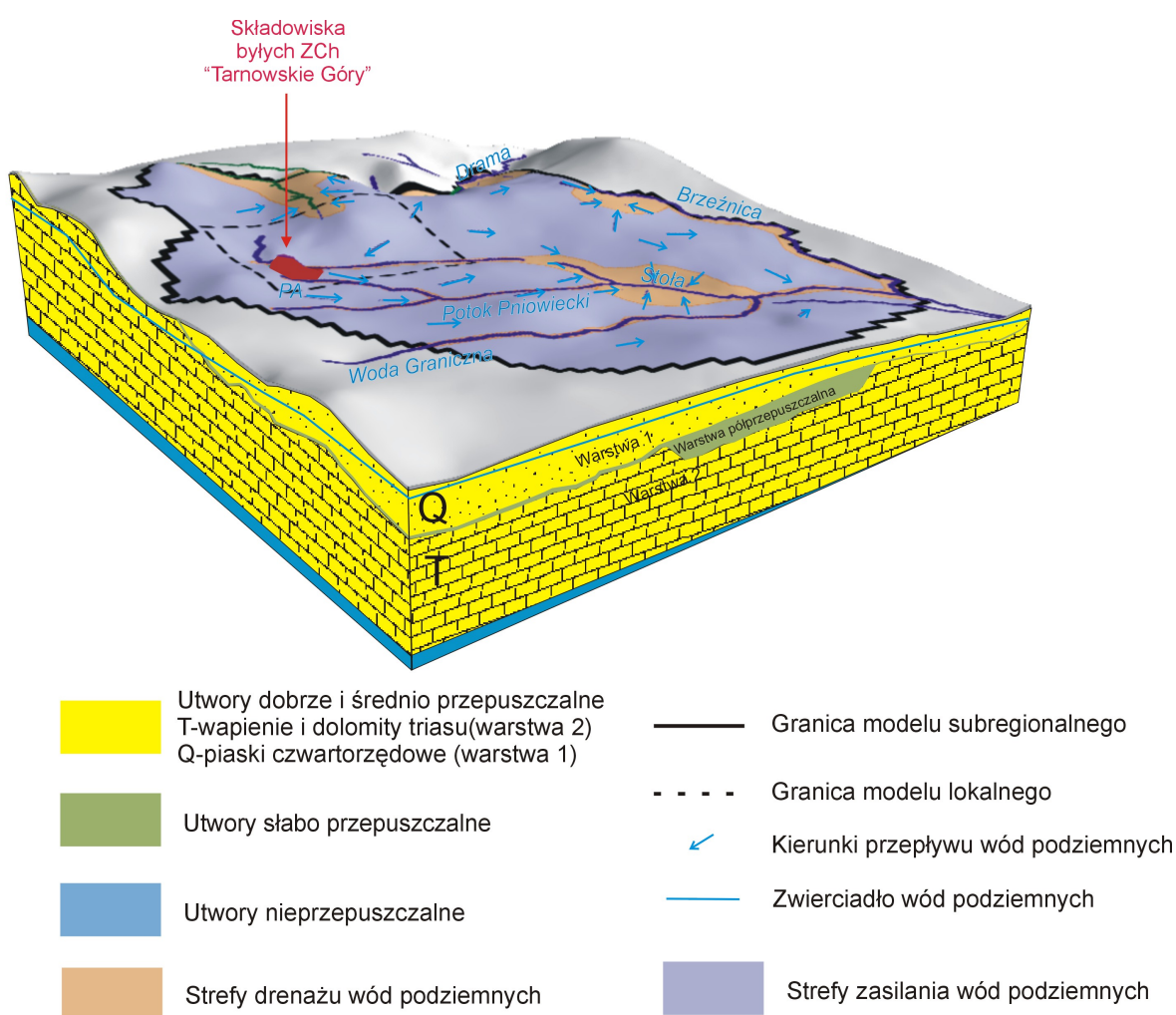
Stworzenie przejrzystego modelu koncepcyjnego poprzedziło budowę modelu matematycznego w skali subregionalnej. Jednakże model koncepcyjny ulegał również niewielkim zmianom na podstawie weryfikacji oraz wstępnych wyników modelowania matematycznego. Ostateczny model koncepcyjny zaprezentowano na rys. 48.

Najistotniejsze cechy modelu koncepcyjnego, będące jednocześnie założeniami modelu matematycznego pogranicza triasowych GZWP wymieniono poniżej:

- Model składa się z dwóch warstw wodonośnych reprezentujących czwartorzędowe oraz triasowe piętro wodonośne, rozdzielonych warstwą półprzepuszczalną, poprzez którą zachodzi ograniczona wymiana wód pomiędzy warstwami. Warstwa 1 występuje na części obszaru modelu. Zasięg warstwy półprzepuszczalnej

pokrywa się z zasięgiem warstwy 1; wyraźnie zmienny przestrzennie jest jej charakter izolacyjny.

- Zasilanie zachodzi na drodze infiltracji na całym obszarze modelu; woda infiltruje do warstwy 1 na obszarze jej występowania, a na pozostałym obszarze – bezpośrednio do warstwy 2. Dodatkowo, zasilanie odbywa się poprzez przesączanie wody z cieków powierzchniowych.
- Drenaż odbywa się poprzez system starych sztolni (w warstwie 2), ujęcia studzienne (w warstwie 2) oraz cieki powierzchniowe (w warstwie 1 i 2).
- Wymiana wód na drodze przepływu podziemnego następuje poprzez granicę wschodnią oraz część granicy zachodniej.



Rys. 48. Schematyczny model koncepcyjny obszaru badań - widok z północnego wschodu.

7.2. Model matematyczny subregionalny

7.2.1 Granice i obszar modelu

Granice modelu matematycznego subregionalnego dobrano w taki sposób, aby jego obszar przewyższał znacznie zasięg sieci LMWP wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, a jednocześnie tak, aby model był dobrze umocowany w regionalnych warunkach hydrogeologicznych. W tym celu przeanalizowano mapy zwierciadła wód podziemnych zawarte w dostępnych opracowaniach (Dziuk i in., 1997,1999; Rózkowski i Chmura, 1996, Kowalczyk i in., 2002b; Kowalczyk, 2003; Łukaczyński i Musiał, 2004). Przyjęte granice modelu przebiegają następująco (rys. 9):

- Od południa – wzdłuż rzeki Dramy oraz sztolni byłej kopalni „Fryderyk”.
- Od południowego wschodu – wzdłuż działu wód powierzchniowych I rzędu Odra/Wisła (por.: rys. 1);
- Od północnego wschodu – po wododziale w triasowym piętrze wodonośnym (por.: rys. 8)
- Od północy – wzdłuż linii prądu w triasowym piętrze wodonośnym
- Od zachodu – część północna: wzdłuż rzeki Brzeźnicy, również wzdłuż linii prądu w piętrze triasowym (por.: rys. 8); część południowa: domykając obszar modelu w kierunku rzeki Dramy w Zbrosławicach.

Obszar modelu o powierzchni 151,4 km² podzielono na kwadratowe bloki o długości boku równej 250 m. Rozmiar bloku dobrano tak, aby dla ujęć wielootworowych dało się zasymulować pracę każdej ze studni oddzielnym blokiem obliczeniowym. Z drugiej strony dla większości obszaru modelu nie ma aż tak precyzyjnych informacji, by uzasadnić tworzenie mniejszych bloków. Rozmiar bloku 250 na 250 metrów uznano więc za rozsądny kompromis pomiędzy potrzebą dokładności modelu subregionalnego, a rzeczywistą gęstością dostępnych informacji.

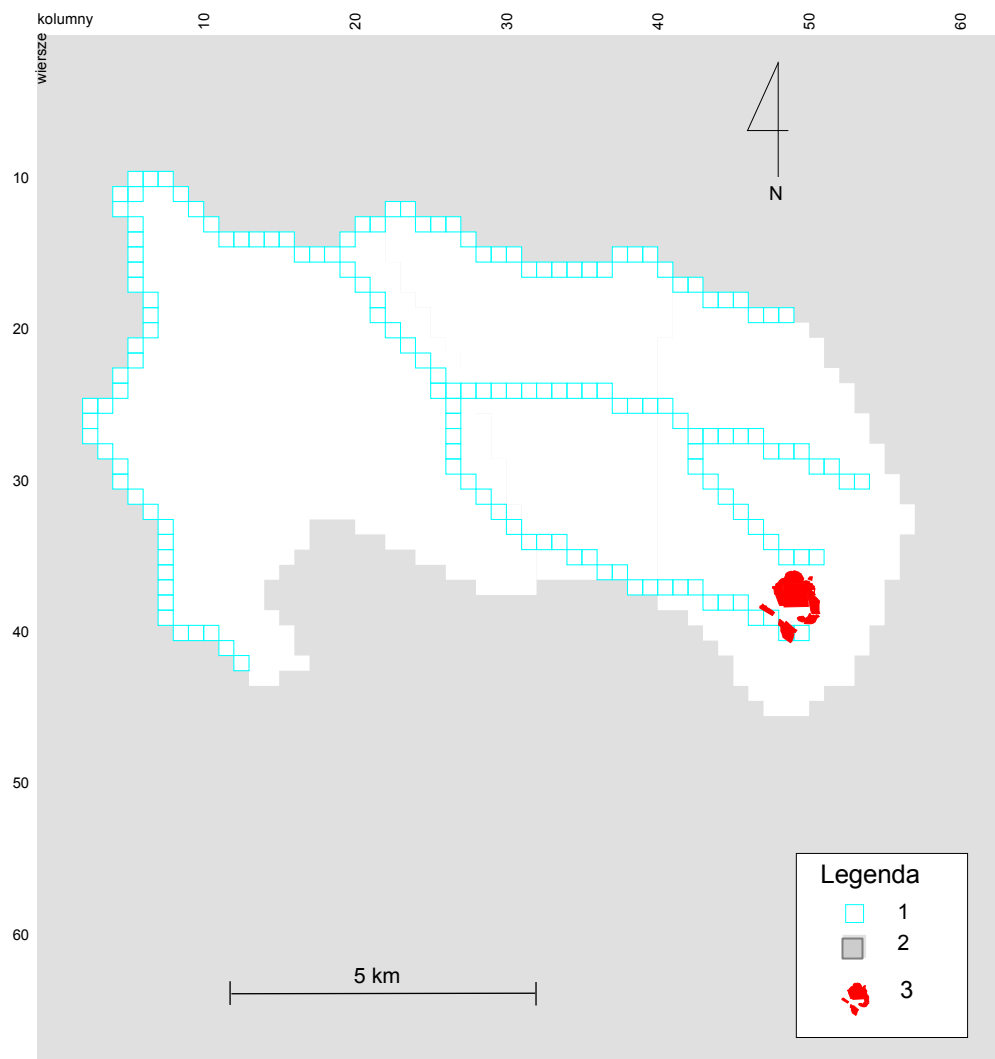
Model matematyczny subregionalny jest *quasi*-trójwymiarowy: dwie warstwy wodonośne są rozdzielone warstwą słaboprzepuszczalną. Warstwa rozdzielająca symulowana jest jako zmienny przestrzennie opór przepływu pomiędzy warstwą 1 a 2. W części centralnej i północnej występuje praktycznie pełna izolacja pięter wodonośnych poprzez miększe ility triasu górnego, podczas gdy w części wschodniej izolacja jest niewielka. Z kolei w części zachodniej praktycznie brak jest izolacji. Jednakże wymogiem programu MODFLOW jest ciągłość symulowanych warstw. Różnice w charakterze izolacyjnym warstwy rozdzielającej oddano więc poprzez wydzielenie stref o zróżnicowanej wartości współczynnika przesączania pionowego.

Kształt oraz położenie powierzchni stropowych oraz spągowych warstw wyinterpolowano metodą krigingu. Danymi wejściowymi do interpolacji w przypadku warstwy 1 oraz stropu warstwy 2 na obszarze, na którym warstwa 1 nie występuje, były punkty wysokościowe odczytane z map topograficznych. W przypadku stropu warstwy 2 na pozostałym obszarze oraz jej spągu interpolowano na podstawie profili wiertniczych zawartych w dokumentacjach hydrogeologicznych oraz w bazie HYDRO.

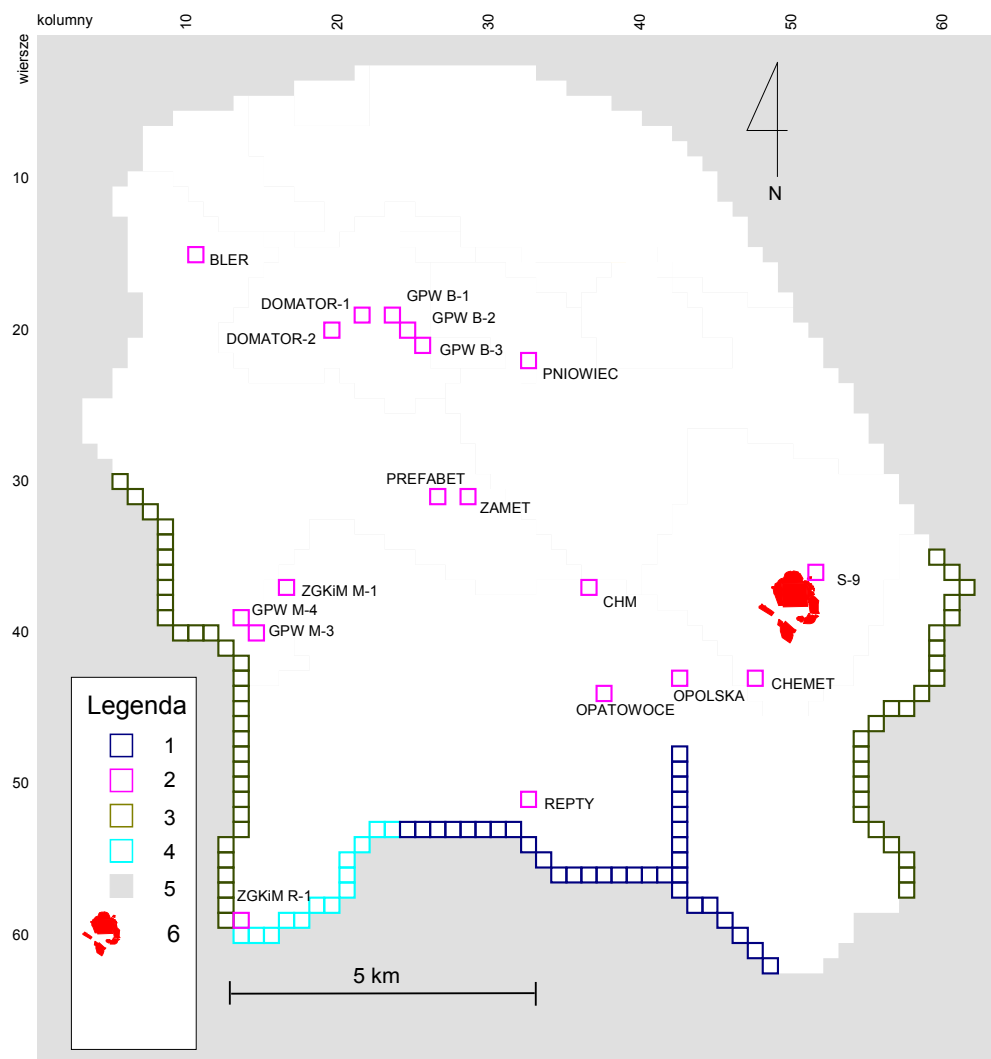
7.2.2. Warunki brzegowe

Na modelu subregionalnym zadano następujące warunki brzegowe:

- Na warstwie 1 (rys. 49):
 - Warunek III rodzaju ($Q=f(H)$) symulujący drenaż i zasilanie poprzez rzekę Stołę i jej główne dopływy;
 - Na całym obszarze warstwy 1 zadano zasilanie infiltracyjne warunkiem II rodzaju ($Q=const$).
 - Warstwa 1 obejmuje jedynie część obszaru modelu, wyklinowując się ku południowi; na granicy wyklinowania warstwy 1 założono brak przepływu poziomego
- Na warstwie 2 (rys. 50):
 - Warunek I rodzaju ($H=const$) symulujący drenaż poprzez system sztolni byłej kopalni „Fryderyk”
 - Warunek II rodzaju ($Q=const$) symulujący drenaż ujęciami studziennymi (tab. 20)
 - Warunek III rodzaju ($Q=f(H)$) symulujący drenaż i zasilanie poprzez rzekę Dramę na granicy południowej modelu
 - Warunek III rodzaju ($Q=f(H)$) symulujący dopływ/odpływ podziemny na granicy południowo-wschodniej oraz zachodniej modelu. Na podstawie układu hydroizohips piętra triasowego (por.: rys. 8) nie stwierdza się działu wód podziemnych przebiegającego wzdłuż działu wód powierzchniowych Odra – Wisła; należy więc założyć możliwość przepływu wód podziemnych piętra triasowego przez tą granicę.
 - Na części obszaru warstwy 2 leżącej poza zasięgiem warstwy 1 zadano zasilanie infiltracyjne warunkiem II rodzaju ($Q=const$).



Rys. 49. Warunki brzegowe modelu subregionalnego – warstwa pierwsza. 1 – bloki symulujące rzekę; 2 – bloki nieaktywne, 3 – obszar składowisk.



Rys. 50. Warunki brzegowe modelu subregionalnego – warstwa druga. 1 – bloki symulujące warunek I rodzaju – sztolnie, 2 – bloki symulujące warunek II rodzaju – studnie, 3 – bloki symulujące warunek III rodzaju – dopływ/odpływ podziemny, 4 – bloki symulujące warunek III rodzaju – rzeki, 5 – bloki nieaktywne, 6 – obszar składowisk.

Tabela 20. Studnie eksploatowane na obszarze badań modelowych. Stan na 2004 r.

Właściciel/ dawne nazwy	nazwa na mapie	nr studni wg właściciela	miejscowość	pobór w październiku 2004	
				[m ³ /s]	[m ³ /h]
1	2	3	4	5	6
Górnośl. Przeds. Wodoc.	GPW B-1	B-1	Boraszowice	0,0433	155,7
Górnośl. Przeds. Wodoc.	GPW B-2	B-2	Boraszowice	0,0017	6,1
Górnośl. Przeds. Wodoc.	GPW B-3	B-3	Boraszowice	0,0855	307,8
Górnośl. Przeds. Wodoc.	GPW M-3	M-3	Miedary	0,0319	115,0
Górnośl. Przeds. Wodoc.	GPW M-4	M-4	Miedary	0,0606	218,1
ZGKiM Zbrostawice	ZGKiM R-1	R-1	Zbrostawice	0,0090	32,4
ZGKiM Zbrostawice	ZGKiM M-I	M-I	Miedary	0,0005	1,7
PWiK Tarn. Góry	Opolska	S-III (1a)	Tarn. Góry	0,0059	21,4
PWiK Tarn. Góry	Opatowice		Tarn. Góry	0,0065	23,3
PWiK Tarn. Góry	Pniowiec	S-1	Pniowiec	0,0015	5,5

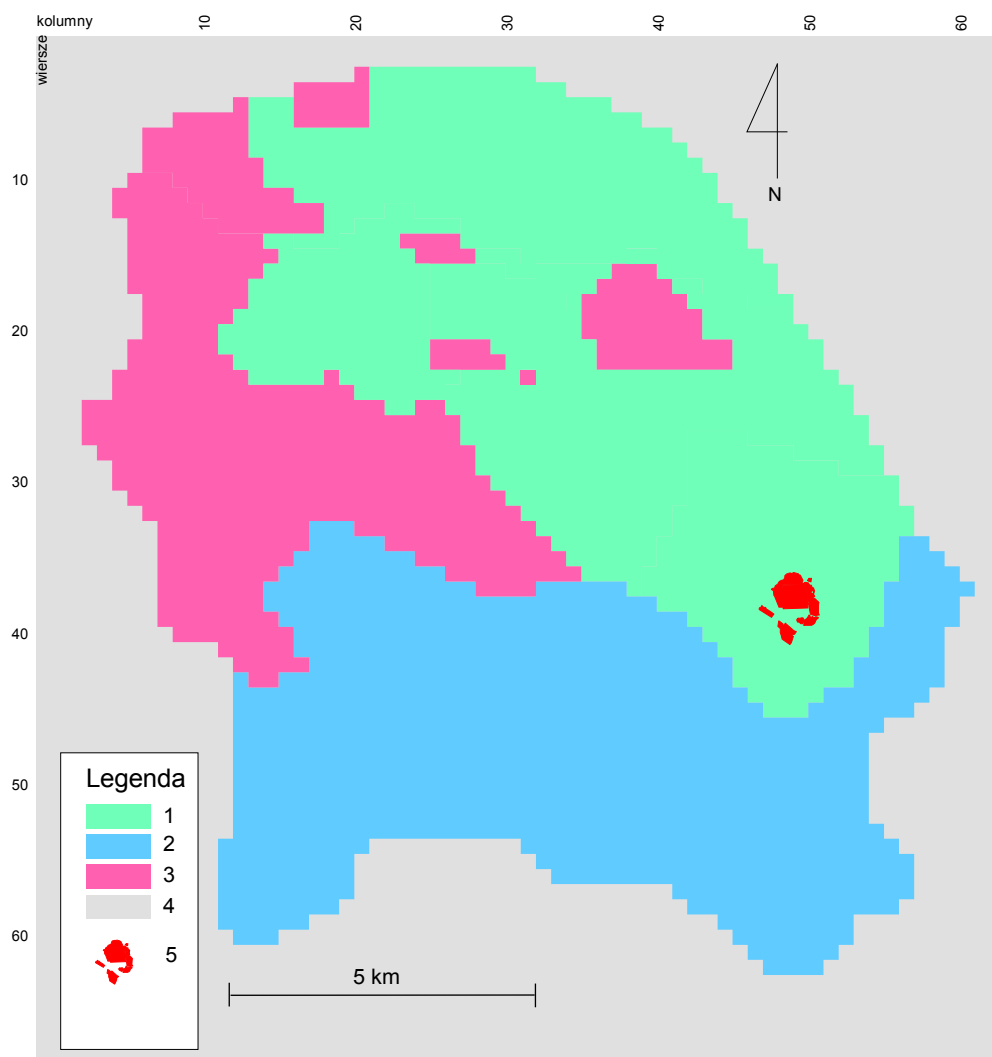
1	2	3	4	5	6
PWiK Tarn. Góry	PREFABET	S-3	Strzybnica	0,0050	18,1
CHM A.Dyłał/ Zakł.Mięs."Śląsk"	CHM	SII+SIII	Strzybnica	0,0125	45,2
Domator-Beta*/ Cartex, Zakł. Papiern.	Domator1	nr. 1	Boruszowice	0,0052	18,8
Domator-Beta*/ Cartex, Zakł. Papiern.	Domator2	nr. 2	Boruszowice	0,0041	14,6
BLER*	BLER	st.2+st.1	Brynek	0,0029	10,4
Ośrodek rehabilitacji*/ NUTRIMAX, ubojnia	Repty	S-1+S-1a	Repty	0,0044	15,8
ZAMET	ZAMET	S-1	Tarn. Góry	0,0010	3,6
PKP*/ Zakłady Chem. S-9	S-9	S-9	Tarn. Góry	0,0003	1,2
CHEMET*	CHEMET	S-1a	Tarn. Góry	0,0004	1,5
			suma:	0,2822	1016,0

7.2.3. Parametry modelu

Do zmiennych przestrzennie parametrów modelu należały: zasilanie infiltracyjne, współczynnik filtracji warstwy 1 i 2, współczynnik przesączania pomiędzy warstwą 1 a 2, a także parametry opisujące kontakt hydrauliczny koryt rzecznych z warstwą wodonośną. Wartości początkowe wszystkich parametrów ulegają wielokrotnym zmianom w procesie kalibracji modelu i dopiero po zakończeniu tego procesu można uznać uzyskane ostateczne wartości parametrów za realistyczne. Jednakże, aby proces kalibracji parametrów przebiegał sprawnie, ich początkowe wartości powinny być jak najbardziej zbliżone do oczekiwanych wartości rzeczywistych.

W trakcie regionalizacji zasilania infiltracyjnego modelu subregionalnego wydzielono następujące strefy (rys. 51):

- Strefa południowa (S) - wychodni utworów triasu (poza zasięgiem warstwy 1)
- Strefa północno-wschodnia (NE) – przewagi utworów piaszczystych (warstwa 1)
- Strefa północno-zachodnia (NW) – przewagi utworów gliniastych (warstwa 1)



Rys. 51. Zmienność zasilania infiltracyjnego po kalibracji modelu subregionalnego. 1 – zasilanie infiltracyjne $5,93 \text{ E-9 m/s}$; 2 – zasilanie infiltracyjne $3,81 \text{ E-9 m/s}$; 3 – $2,7 \text{ E-9 m/s}$; bloki nieaktywne; 5 - obszar składowisk.

Granice strefy S poprowadzono wzdłuż południowej granicy zasięgu warstwy 1 modelu. Natomiast rozróżnienia pomiędzy strefą NE a NW dokonano na podstawie zróżnicowania litologii utworów czwartorzędowych (por.: rys. 3). Początkowo przyjęto wskaźniki infiltracji poszczególnych stref na podstawie typowych wartości dla dominującej litologii utworów występujących na wychodniach. Dla strefy NE (dominacja piasków): przyjęto początkową wartość wskaźnika infiltracji na 30%, co odpowiada klasie I wg Pazdry (1983). Strefa NW (dominacja glin zwałowych, ale obecne również osady piaszczyste) nie ma odpowiednika na skali Pazdry (1983), gdyż lokuje się pomiędzy klasą III - Torfy, aluwia, piaski lodowcowe na podłożu gliniastym (20%), a klasą IV - Gliny zwałowe, osady jeziorne i iły (5%). Przyjęto więc początkową wartość wskaźnika infiltracji na 12,5%, co odpowiada wartości średniej dla klas III i IV według Pazdry (1983). Dla strefy S (wychodnie wapieni i dolomitów triasu) nie dało się zastosować klasyfikacji według Pazdry, przyjęto więc początkową wartość wskaźnika infiltracji równą 15% - typową dla wychodni tego typu utworów na Górnym

Śląsku (inf. ustna: A. Frolik). W trakcie kalibracji modelu wartości te uległy korekcie; wykalibrowane wartości współczynnika infiltracji wyniosły odpowiednio:

- Dla strefy południowej: 18% (120 mm/rok)
- Dla strefy północno-wschodniej: 28% (187 mm/rok)
- Dla strefy północno-zachodniej: 13% (87 mm/rok)

W nawiasach podano wysokości infiltracji; na rys. 63 zaprezentowano ich rozkład przestrzenny (wartości przeliczono na jednostki ujednolicone dla potrzeb programu modelującego). Do obliczeń przyjęto średni opad z trzyletniego okresu luty 2002 – styczeń 2005 zanotowany w stacji meteorologicznej działającej od lutego 2002 na terenie oczyszczalni ścieków byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Wartości wskaźnika infiltracji już po zakończeniu procesu kalibracji porównano z najnowszymi danymi literaturowymi, stwierdzając że mieszczą się one w zakresie przyjmowanym przez innych autorów tworzących modele w rejonie Tarnowskich Gór (Kowalczyk, 2005),

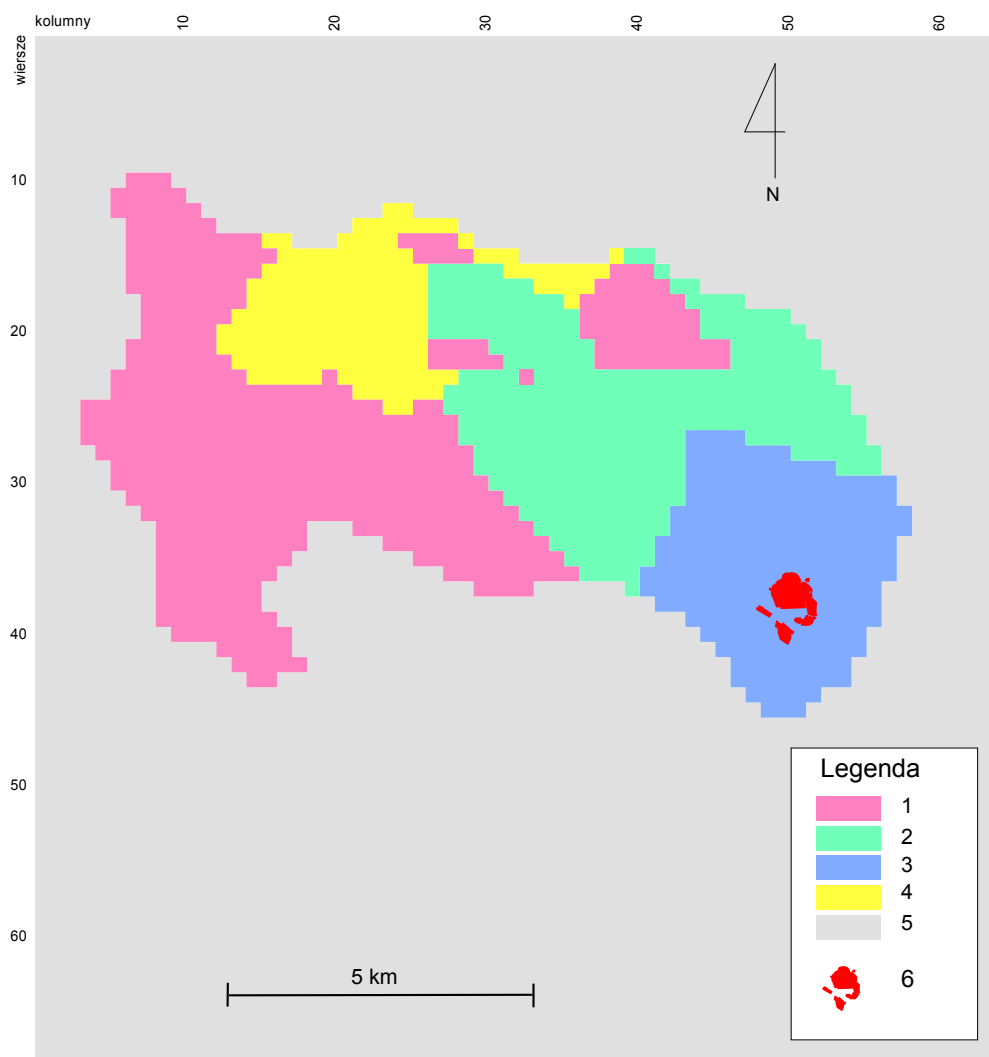
Wartości wejściowe współczynnika filtracji przyjęto na podstawie danych z bazy HYDRO (tab. 21).

Tabela 21. Zmienność współczynnika filtracji [m/s] na obszarze badań na podstawie danych z bazy HYDRO.

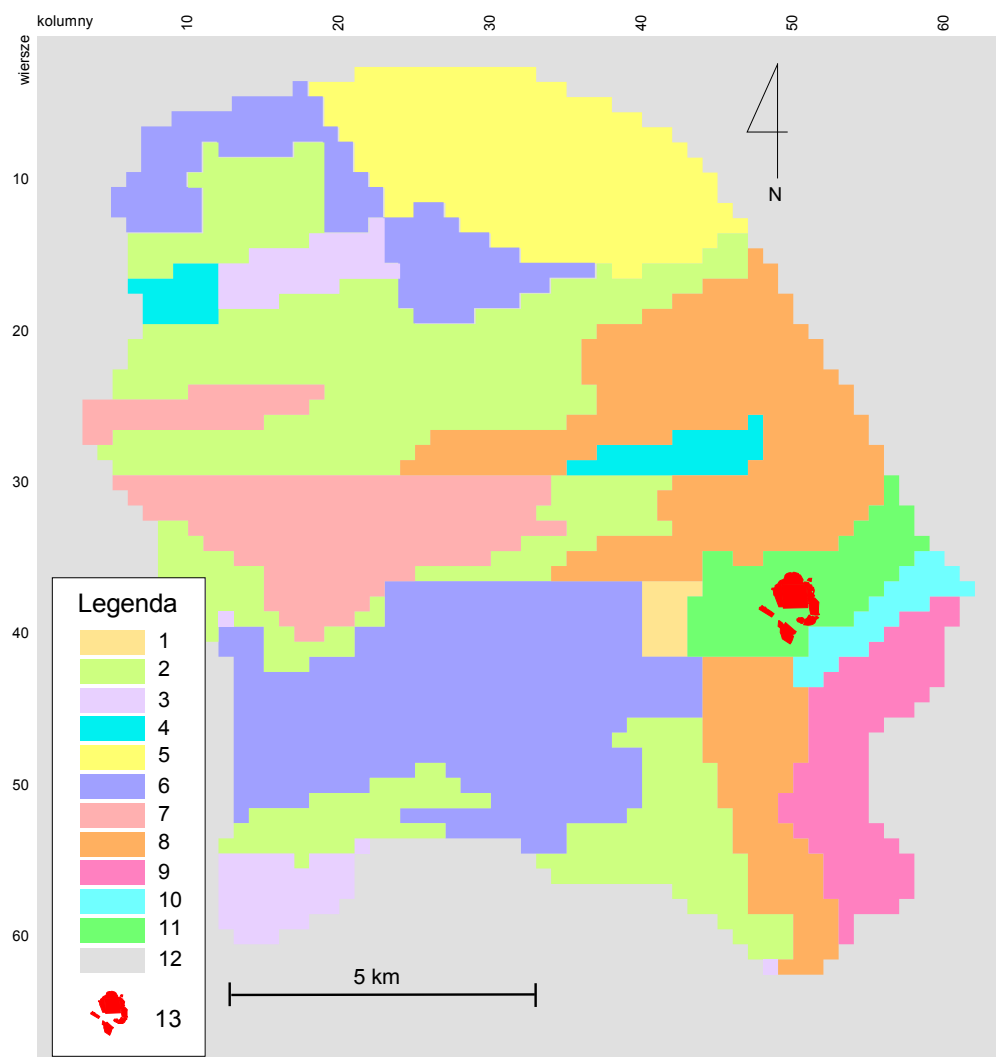
	w-wa 1 (rejon b. ZCh)	warstwa 2 - strefy wychodni:			
		dolomitów kruszczośnych	warstw boruszowickich i miedarskich	warstw błotnickich i gogolińskich	warstw tarnowickich
Ilość danych	10	9	16	10	19
minimum	$9,99 \times 10^{-7}$	$3,64 \times 10^{-3}$	$3,5 \times 10^{-7}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$9,99 \times 10^{-7}$
maksimum	$2,09 \times 10^{-4}$	$3,05 \times 10^{-4}$	$9,8 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$
mediana	$7,25 \times 10^{-5}$	$5,2 \times 10^{-5}$	$1,42 \times 10^{-5}$	$2,73 \times 10^{-5}$	$5,27 \times 10^{-5}$

Dla warstwy 2 (piętro triasowe) w bazie HYDRO można było odnaleźć wystarczającą ilość danych, aby dokonać ich podziału przestrzennego w oparciu o zmienność litologii, a co za tym idzie parametrów hydrogeologicznych (por.: rys. 2). Jako wartości początkowe współczynnika filtracji przyjęto mediany dla odpowiednich rejonów (tab. 21). Dla warstwy 1 modelu (piętro czwartorzędowe) poza rejonem byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, gdzie wartość początkową współczynnika filtracji przyjęto również na podstawie bazy HYDRO (tab. 21), brak jest danych na temat współczynnika filtracji. Dlatego też po rejonizacji geologicznej piętra czwartorzędowego (por.: rys. 3) na pozostałym obszarze przyjęto początkowe wartości współczynnika filtracji na drodze eksperckiej, na podstawie dominującej litologii (dla strefy o przewodze utworów gliniastych: 5×10^{-6} m/s, a dla strefy o przewodzie

utworów piaszczystych: 5×10^{-4} m/s). Rozkład przestrzenny zmienności współczynnika filtracji dla obydwu warstw po kalibracji przedstawiono na rys. 52 i 53.



Rys. 52. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu subregionalnego – warstwa pierwsza.
1 – współczynnik filtracji o wartości $5,8E-6$ m/s; 2 – współczynnik filtracji o wartości $5,9E-4$ m/s; 3 – współczynnik filtracji o wartości $1,4E-5$ m/s; 4 – współczynnik filtracji o wartości $6,1E-6$ m/s; 5 – bloki nieaktywne; 6 – obszar składowisk.



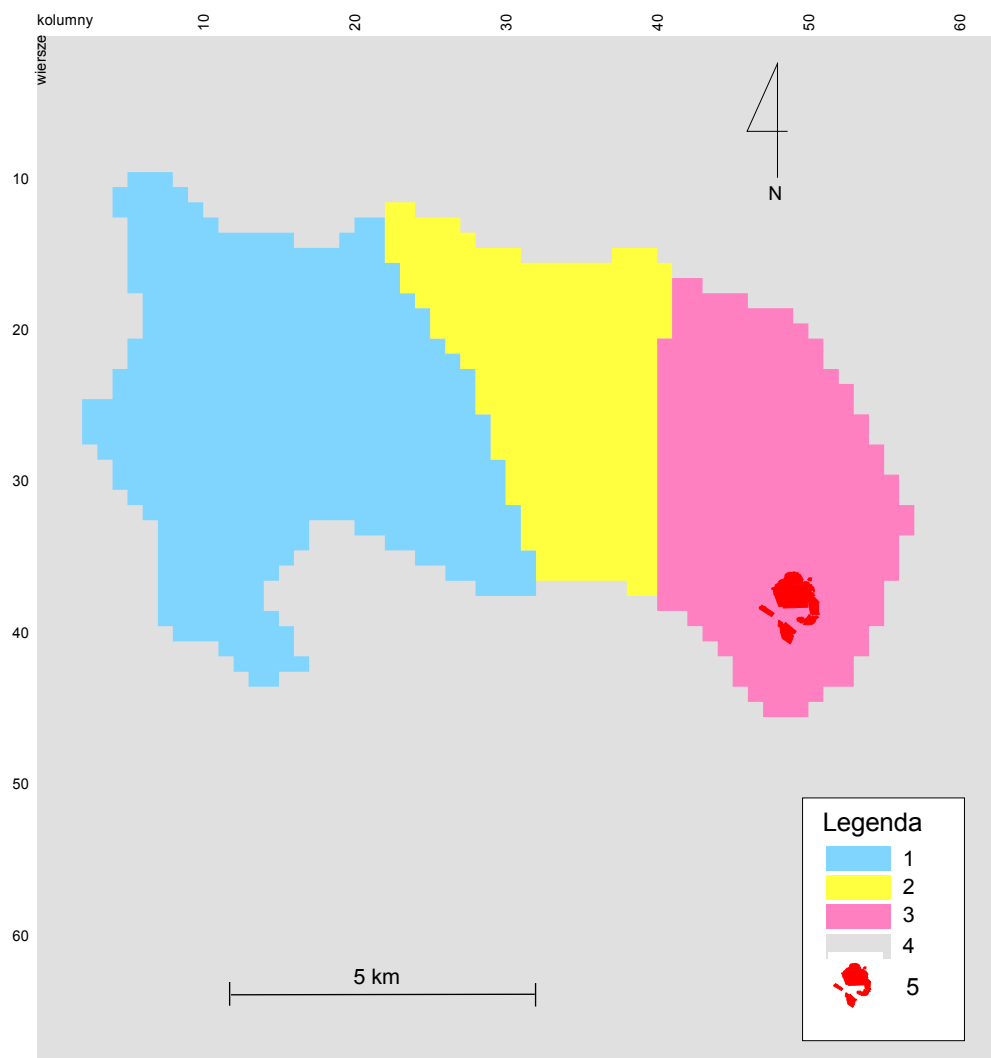
Rys. 53. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu subregionalnego – warstwa druga. 1 – współczynnik filtracji o wartości $1,0E-6$ m/s; 2 - współczynnik filtracji o wartości $7,5E-6$ m/s; 3 – $2,1E-6$ m/s; 4 - współczynnik filtracji o wartości $2,1E-5$ m/s; 5 - współczynnik filtracji o wartości $3,7E-5$ m/s; 6 – współczynnik filtracji o wartości $7,9E-5$ m/s; 7 - współczynnik filtracji o wartości $9,6E-5$ m/s; 8 – współczynnik filtracji o wartości $1,7E-5$ m/s; 9 - współczynnik filtracji o wartości $2,1E-5$ m/s; 10 - współczynnik filtracji o wartości $2,9E-4$ m/s; 11 – współczynnik filtracji o wartości $4,1E-6$ m/s; 12 - współczynnik filtracji o wartości bloki nieaktywne, 13 – obszar składowisk.

Współczynnik przesączania jest używany w modelach *quasi*-trójwymiarowych w celu zasymulowania oporu, jaki stanowi warstwa półprzepuszczalna na drodze przesączania pionowego pomiędzy różnymi warstwami wodonośnymi. Wartości początkowe współczynnika przesączania oszacowano na podstawie przypuszczalnej miąższości i współczynnika filtracji warstwy półprzepuszczalnej (Harbaugh i MacDonald, 1996a, b; Chiang i Kinzelbach, 2001). Współczynnik przesączania ma wymiar odwrotności czasu; wysokie wartości współczynnika oznaczają dobre warunki przesączania pomiędzy warstwami wodonośnymi, a niskie wartości – duży opór takiego przesączania. Parametr jest zawsze przypisywany do warstwy górnej (a więc tutaj: do warstwy 1). Na podstawie profili

geologicznych dostępnych w bazie HYDRO, na obszarze występowania warstwy 1 modelu wyróżniono następujące strefy zmienności współczynnika przesączania (rys. 54):

- Strefa centralna – występowania stosunkowo miększych utworów słabo przepuszczalnych triasu górnego (1×10^{-11} 1/s)
- Strefa wschodnia, w tym rejon b. ZCh „Tarnowskie Góry” (1×10^{-9} 1/s)
- Strefa zachodnia – występowania stosunkowo cienkiej warstwy słabo przepuszczalnych glin zwałowych bezpośrednio na stropie triasu (1×10^{-8} 1/s)

Wielkości w nawiasach oznaczają początkowe wartości współczynnika przesączania przyjęte dla poszczególnych stref.



Rys. 54. Zmienność współczynnika przesączania po kalibracji modelu subregionalnego. 1 – współczynnik przesączania o wartości $5,3E-9$ 1/s; 2 – współczynnik przesączania o wartości $8,2E-12$ 1/s; 3 – współczynnik przesączania o wartości $5,7E-10$ 1/s; 4 – bloki nieaktywne; 5 – obszar składowisk.

7.2.4 Kalibracja modelu

Kalibracja modelu matematycznego jest kluczowym etapem całego procesu modelowania. Chociaż proces kalibracji prowadzi *de facto* do zgodności modelu z rozpoznaniem empirycznym rzeczywistości, a nie z samą rzeczywistością (Kazimierski i T. Macioszczyk, 1996), to jednak właśnie od poprawności tego procesu zależy przede wszystkim zgodność modelu z rzeczywistymi warunkami hydrogeologicznymi, a co za tym idzie wiarygodność prognoz wykonanych w oparciu o skonstruowany model. Proces kalibracji modelu polega na porównaniu jego działania do systemu rzeczywistego, a następnie stopniowej minimalizacji różnic pomiędzy wartościami wynikowymi generowanymi przez model, a wartościami oczekiwanymi. Kalibracja modelu jest więc z założenia procesem iteracyjnym – do zamierzonego rezultatu dochodzi się metodą kolejnych przybliżeń (T. Macioszczyk i Kazimierski, 1990).

Celem kalibracji modelu subregionalnego było uzyskanie zgodności zwierciadła wód podziemnych symulowanego przez model ze zwierciadłem pomierzonym w październiku 2004 roku (por.: rys. 9). Kontrolowano także, czy symulowane przez model wielkości drenażu rzekami nie odbiegają od wielkości pomierzonych w trakcie badań terenowych przepływu cieków powierzchniowych wykonanych w tym samym czasie, co pomiary położenia zwierciadła wód podziemnych. Było to możliwe bardziej w przypadku rzeki Stoły i jej dopływów. Rzeczywista wielkość drenażu rzeki Dramy jest bowiem trudna do oszacowania, ze względu na zasilanie tej rzeki wypływem ze Sztolni „Czarnego Pstrąga”, niedostępnym do bezpośrednich pomiarów przepływu. Kolejną komplikacją jest zasilający charakter rzeki Dramy na tym odcinku (Rózkowski i Chmura, 1996). Kontrolowano również wielkość drenażu sztolniami byłej kopalni „Fryderyk” porównując z niepublikowanymi szacunkami Górnośląskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów. Wynikowe wartości parametrów po przeprowadzonej kalibracji przedstawiono na rys. 51-54.

W trakcie kalibracji modelu coraz częściej wykorzystuje się różnego rodzaju algorytmy, ułatwiające iteracyjny proces weryfikacji modelu (Hill, 1998; Poeter i Hill, 1998; Doherty, 2003). Powodzenie stosowania tych algorytmów jest najczęściej uzależnione od stopnia komplikacji warunków hydrogeologicznych. Dają one najlepsze efekty w przypadku względnie prostych warunków (np.: Spring i in., 2004). Natomiast w skrajnie skomplikowanych warunkach hydrogeologicznych, jakie występują np. w przypadku aktywnego intensywnego drenażu na terenach górniczych częściej nie stosuje się kalibracji automatycznej. Kalibracja „ręczna” jest co prawda bardzo czasochłonna, ale zapewnia lepszą kontrolę nad procesem weryfikacji modelu (Haładus i Kulma, 2004; Zdechlik, 2004; Frolik

i in., 2004; Gzyl i Frolik, 2005). W przypadku rejonu Tarnowskich Gór poziom komplikacji jest duży, głównie z uwagi na położenie w strefie dynamicznego wododziału w piętrze triasowym, drenaż ujęciami studziennymi oraz występowanie systemu sztolni odwadniających byłej kopalni Fryderyk. Z drugiej strony nie występują tu jednak tak drastyczne przypadki zdrenowania górotworu, jak w przypadku obszarów z aktywną działalnością górniczą. Dlatego też w procesie kalibracji zastosowano rozwiązanie pośrednie – automatyczną procedurę kalibracji za pomocą algorytmu UCODE (Poeter i Hill, 1998) przeprowadzano, stosując różne zestawy parametrów i ich wartości początkowe. Po każdym uruchomieniu programu UCODE przeprowadzano dokładną analizę uzyskanych wyników procesu automatycznej kalibracji i porównywano je z wynikami etapów poprzednich. Następnie, na tej podstawie przygotowywano nowy zestaw parametrów i uruchamiano algorytm UCODE po raz kolejny. Trzeba zaznaczyć, że w każdym z kilkudziesięciu obliczeń program UCODE wykonywał kilka do kilkuset iteracji, analizując optymalny zestaw zadanych parametrów. Zastosowaną metodę kalibracji modelu można więc nazwać metodą iteracji złożonych, gdzie na każdą z kilkudziesięciu iteracji „ręcznych” składało się kilka do kilkuset iteracji automatycznych. W efekcie przeanalizowano więc około tysiąca różnych zestawów parametrów i wybrano najbardziej optymalny. Takie konsekwentne działanie pozwoliło na znaczne zmniejszenie błędów resztkowych (rezydualnych) modelu po jego weryfikacji.

W procesie kalibracji modelu istotne jest odpowiednie obliczenie błędów resztkowych, a także prawidłowe oszacowanie poziomu akceptowalności tych błędów. Typowymi miarami poprawności przeprowadzonej weryfikacji modelu są: błąd średni, błąd średni bezwzględny, błąd średni kwadratowy (odchylenie standardowe), oraz znormalizowany błąd średni kwadratowy; dwie ostatnie wielkości są uznawane za jedne z najlepszych miar kalibracji modelu (Anderson i Woessner, 1992; ASTM 1995). Wymienione miary błędów resztkowych oblicza się następująco:

- błąd średni *ME*:

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (H_m - H_s)_i ,$$

- błąd średni bezwzględny *MAE*:

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(H_m - H_s)_i| ,$$

- błąd średni kwadratowy (odchylenie standardowe) RMS :

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (H_m - H_s)_i^2}.$$

- znormalizowany błąd średni kwadratowy $nRMS$:

$$nRMS = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (H_m - H_s)_i^2}}{H_{\max} - H_{\min}}$$

Gdzie:

H_s – zwierciadło wody symulowane na modelu,

H_m – zwierciadło wody pomierzone w terenie.

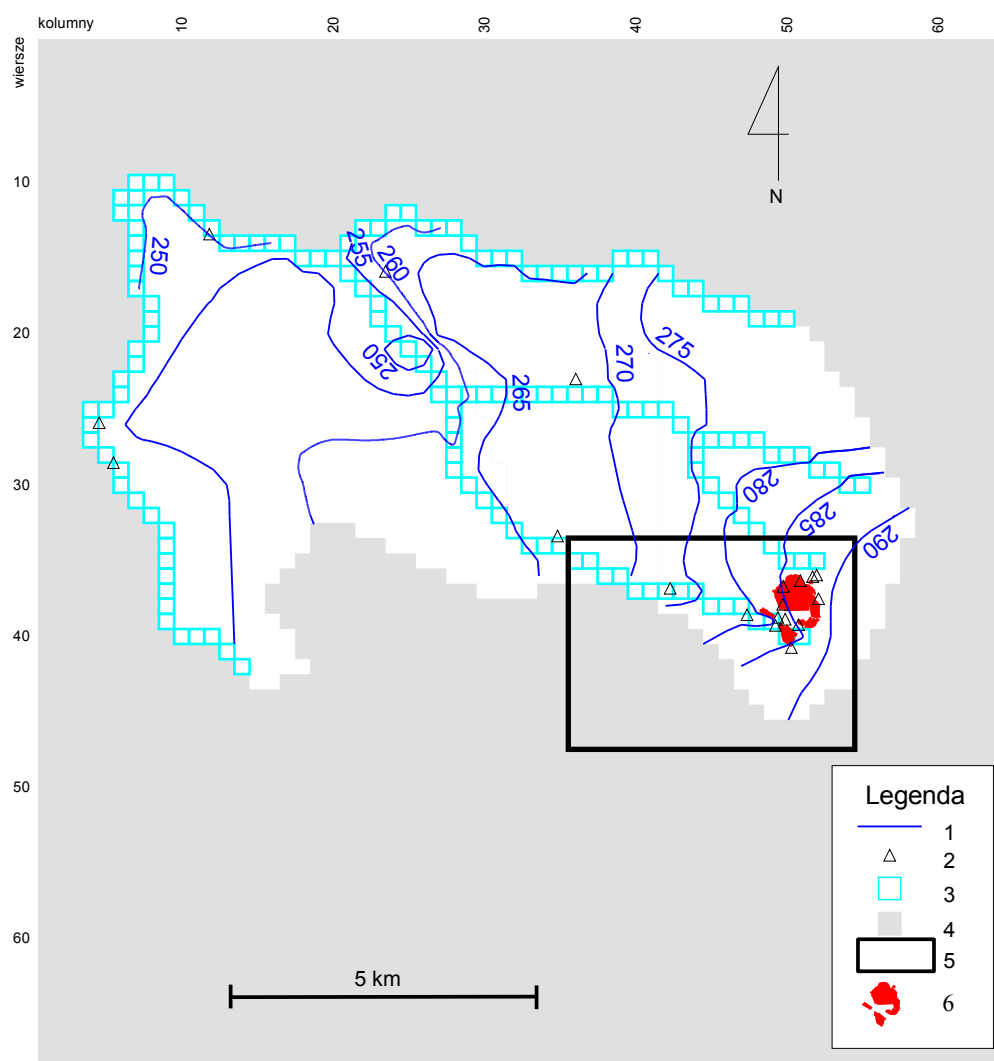
$H_{\max}$ – maksymalne zwierciadło wody pomierzone w terenie.

$H_{\min}$ – minimalne zwierciadło wody pomierzone w terenie.

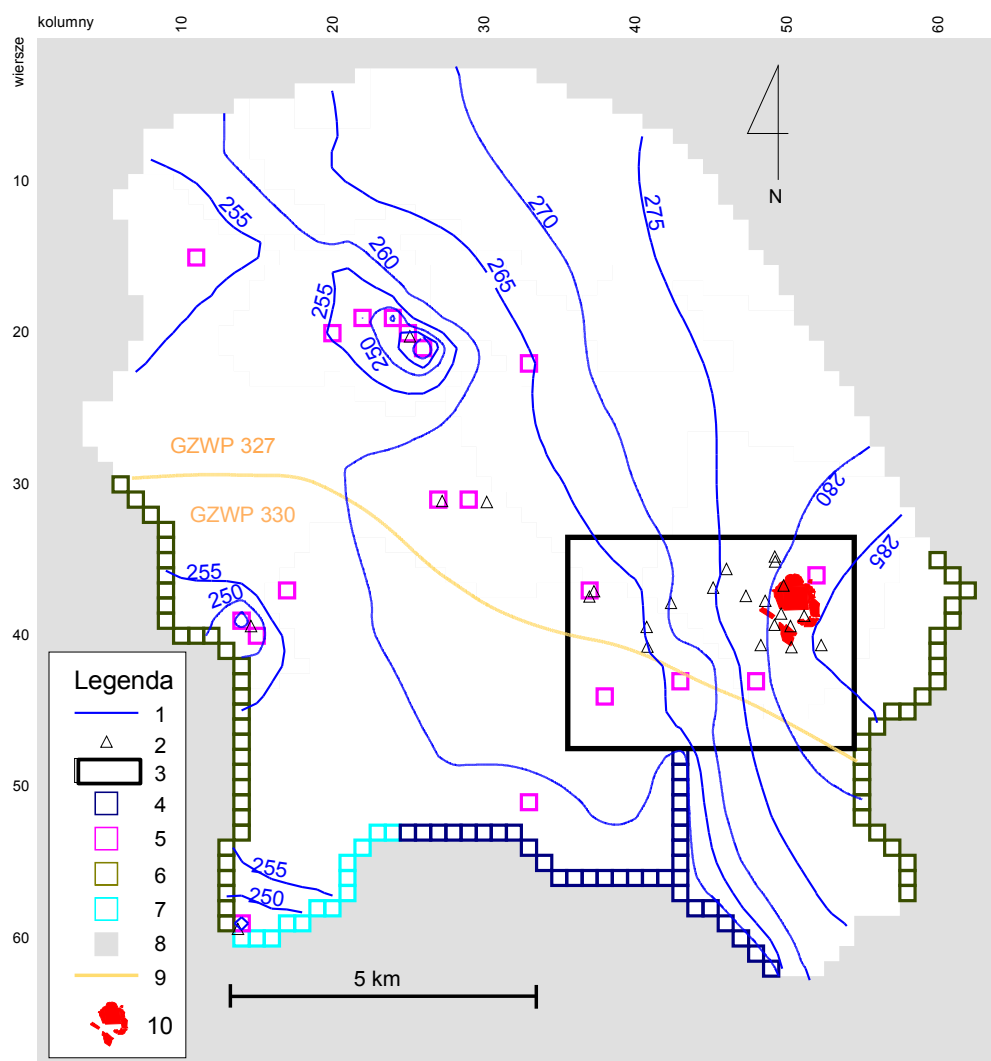
W przypadku modelu subregionalnego kalibrację prowadzono w oparciu o pomiary zwierciadła wykonane w roku 2004 w piezometrach, a także w nieczynnych studniach wierconych oraz kopanych. Nierównomierne rozłożenie punktów pomiarów na obszarze modelu wynika z ich dostępności. Największa dostępność jest niewątpliwie w rejonie sieci LMWP byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, gdzie występuje gęsta sieć piezometrów i nieczynnych studni. Poza tym rejonem użyto pomiarów zwierciadła w ujęciach wód podziemnych. W przypadku, gdy dane dotyczyły zwierciadła dynamicznego, stosowano odpowiednie poprawki obliczeniowe (Kulma, 1995). Dodatkowo wykonano pomiary w dostępnych studniach kopanych. Niestety, studnie kopane na obszarze badań nie są zbyt liczne, gdyż wodociągi działają tu już od kilkudziesięciu, a gdzieś tam nawet i ponad stu lat.

W rezultacie w procesie kalibracji użyto 45 punktów, z których 20 reprezentowało czwartorzędowe (rys. 55), a 25 – triasowe piętro wodonośne (rys. 56). Obliczony dla wykalibrowanego modelu błąd średni wyniósł – 0,19 m, błąd średni bezwzględny: 1,29 m, błąd średni kwadratowy: 1,60 m, natomiast znormalizowany błąd średni kwadratowy: 3,4 % (rys. 57). Porównując uzyskane wyniki ze stosowaną powszechnie na świecie amerykańską normą dotyczącą modelowania przepływów podziemnych (ASTM, 1995), która zaleca dążenie do docelowej wartości znormalizowanego średniego błędu kwadratowego poniżej 10%, należy uznać poziom kalibracji modelu za bardzo dobry. Trzeba jednak pamiętać

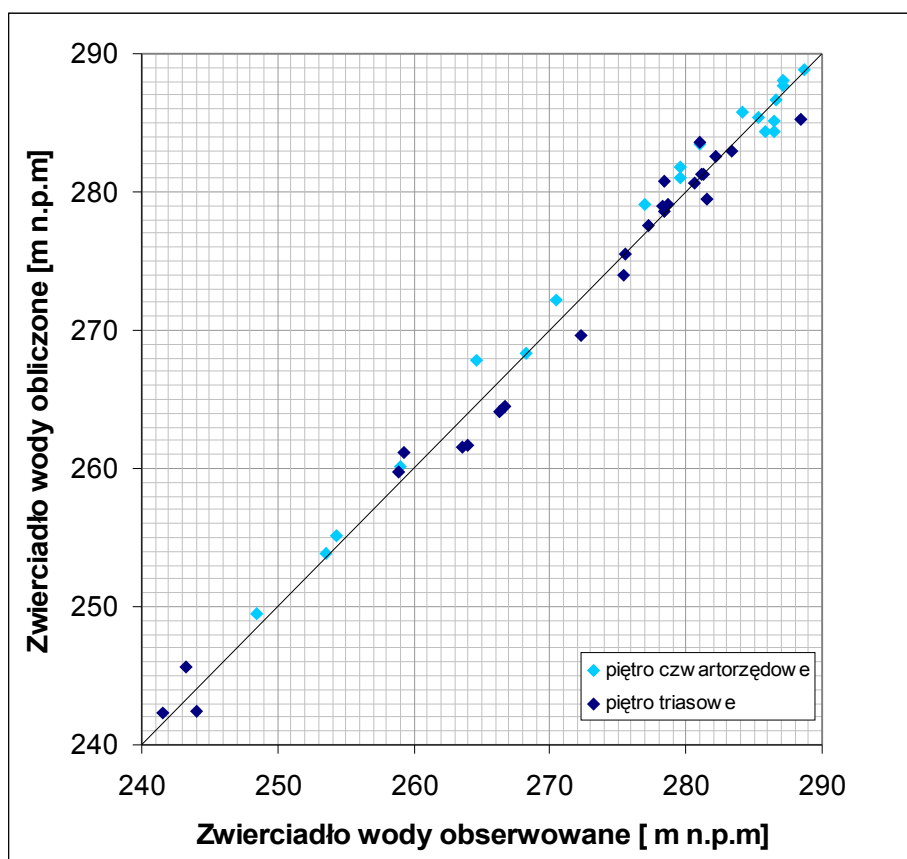
o nierównomiernym rozmieszczeniu punktów pomiaru zwierciadła wód podziemnych, które powoduje, że wiarygodność wyników modelowania jest największa w rejonie sieci LMWP wokół byłych Zakładów Chemicznych.



Rys. 55. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy pierwszej – wynik badań modelowych. 1 – hydroizohipsy [m n.p.m.]; 2 – punkty kalibracji; 3 – bloki symulujące rzekę; 4 – bloki nieaktywne; 5 – zasięg modelu lokalnego; 6 – obszar składowisk.



Rys. 56. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy drugiej – wynik badań modelowych. 1 – hydroizohipsy [m n.p.m.]; 2 – punkty kalibracji; 3 – granica modelu lokalnego; 4 – bloki symulujące sztolnie; 5 – bloki symulujące studnie; 6 – bloki symulujące dopływ/odpływ podziemny; 7 – bloki symulujące rzeki; 8 – bloki nieaktywne; 9 – granica GZWP; 10 – obszar składowisk.



Rys. 57. Korelacja zwierciadła wody obliczonego na modelu ze zwierciadłem obserwowanym w terenie w październiku 2004.

Bilans przepływu wód podziemnych uzyskany na podstawie wyników modelowania przedstawiono w tabeli 22.

Tabela 22. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego.

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,663	-	73,33%	0,00%
Cieki powierzchniowe	0,140	0,339	15,49%	37,49%
System sztolni byłej kopalni "Fryderyk"	-	0,114	0,00%	12,63%
Ujęcia wód podziemnych	-	0,282	0,00%	31,21%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,101	0,169	11,18%	18,67%
Suma składników bilansu	0,904	0,904	100,00%	100,00%

Najistotniejsze wnioski z analizy bilansu przedstawiono poniżej:

- W ogólnym bilansie modelu subregionalnego dominującą rolę odgrywa zasilanie infiltracyjne, pomniejsze znaczenie ma infiltracja wód z cieków powierzchniowych oraz dopływ podziemny.
- Wśród składników drenażu brak jest tak wyraźnej dominacji jednego składnika jak w przypadku zasilania. Drenaż zachodzi głównie poprzez cieki powierzchniowe oraz ujęcia studzienne; nieco mniejszą rolę pełnią odpływ podziemny oraz drenaż poprzez system sztolni.

Bilans szczegółowy dla warstw: 1 oraz 2 modelu przedstawiono w tabelach 23-24. Na jego podstawie można stwierdzić, że istotną rolę w bilansie wód podziemnych obszaru modelowego odgrywa wymiana wód pomiędzy warstwami wodonośnymi. Zasilanie warstwy 2 przez warstwę 1 stanowi 37,25% całości drenażu warstwy 1. Jednakże wymiana wód zachodzi również w odwrotnym kierunku, w wysokości około 10,5% całości drenażu warstwy 2. Zjawisko to jest najistotniejsze bezpośrednio w dolinie rzeki Stoły, zwłaszcza na wysokości byłych Zakładów Chemicznych.

Tabela 23. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 1 modelu subregionalnego

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,330	-	62,40%	0,00%
Rzeka Stoła wraz z dopływami	0,132	0,332	24,91%	62,75%
Dopływ/ odpływ do w-wy 2 modelu	0,067	0,197	12,69%	37,25%
Suma składników bilansu	0,529	0,529	100,00%	100,00%

Tabela 24. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 2 modelu subregionalnego.

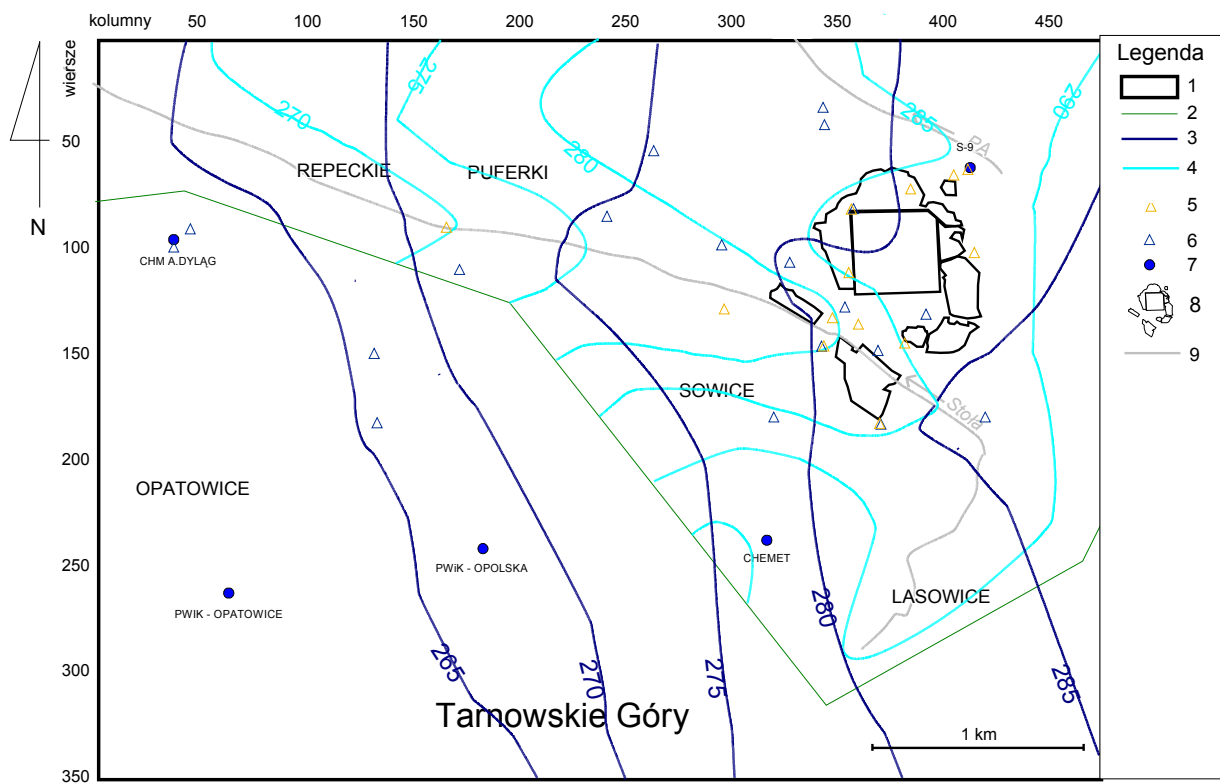
Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,333	-	52,05%	0,00%
Rzeka Drama	0,008	0,007	1,28%	1,06%
System sztolni byłej kopalni "Fryderyk"	-	0,114	0,00%	17,86%
Ujęcia wód podziemnych	-	0,282	0,00%	44,15%
Dopływ/ odpływ z w-wy 1 modelu	0,197	0,067	30,86%	10,51%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,101	0,169	15,81%	26,41%
Suma składników bilansu	0,639	0,639	100,00%	100,00%

7.3. Model matematyczny lokalny

Model lokalny stworzony w niniejszej pracy jest podstawowym narzędziem do oceny potencjalnego długookresowego wpływu składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry” na stan wody triasowego piętra wodonośnego. W celu zapewnienia dobrego umocowania modelu lokalnego w warunkach hydrogeologicznych osadzono go na wykonanym uprzednio i wykalibrowanym modelu subregionalnym.

7.3.1. Obszar i granice modelu

Obszar modelu ma kształt prostokąta o wymiarach 4,75 km na 3,5 km. Przebieg granic modelu dobrano tak, aby jego obszar obejmował sieć LMWP funkcjonującą wokół składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry” w roku 2004 (rys. 58).



Rys. 58. Zwierciadło wód podziemnych poziomu czwartorzędowego i triasowego na obszarze modelu lokalnego według pomiarów terenowych przeprowadzonych w październiku 2004 r. 1 – zasięg modelu lokalnego; 2 – zasięg warstwy pierwszej; 3 – hydroizohipsy piętra wodonośnego czwartorzędu [m n.p.m.]; 4 – hydroizohipsy piętra wodonośnego triasu [m n.p.m.]; 5 – punkty pomiaru zwierciadła wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 6 – punkty pomiaru zwierciadła wód podziemnych piętra triasowego; 7 – studnie czynne piętra triasowego; 8 – obszar składowisk, 9 – rzeki.

Siatkę modelu lokalnego znacznie zagęszczono, tak że każda z kolumn i każdy z wierszy miały szerokość 10 m. W rezultacie otrzymano obszar modelu o powierzchni 16,625 km² składający się z 166 250 kwadratowych bloków o powierzchni 100 m² każdy. Rozmiar bloku obliczeniowego zmniejszono znacznie względem modelu subregionalnego, tak aby zminimalizować zjawisko dyspersji numerycznej w trakcie prognoz transportu zanieczyszczeń. Przebieg granic poziomych (strop i spąg warstw) modelu lokalnego wyinterpolowano podobnie jak w przypadku modelu pogranicza triasowych GZWP.

7.3.2. Warunki brzegowe

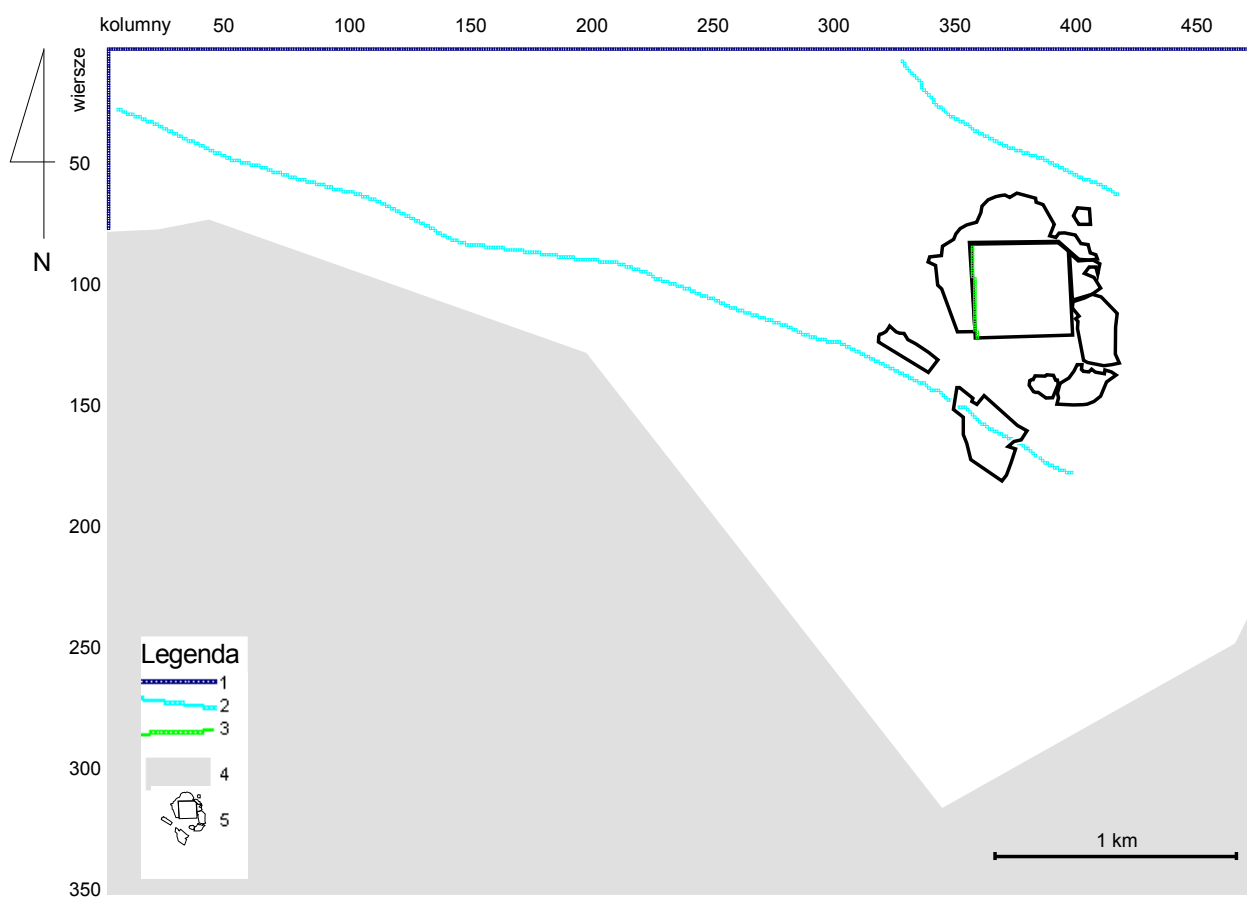
Na pionowych granicach zewnętrznych obu warstw modelu lokalnego (rys. 59 i 60) zadano warunek I rodzaju ($H=const$). Wysokość zwierciadła wód podziemnych (H) zadanego na granicach modelu przyjęto na podstawie uzyskanych uprzednio wyników modelowania w skali subregionalnej. Zastosowanie tego typu rozwiązania pozwala na zapewnienie silnego związku modelu lokalnego z regionalnymi warunkami hydrogeologicznymi. Rozwiązanie to wymaga oczywiście ścisłej kontroli bilansu wód podziemnych, co było przestrzegane w trakcie modelowania. Wśród warunków brzegowych zadanych wewnątrz obszaru modelu lokalnego można wyróżnić:

Na warstwie 1:

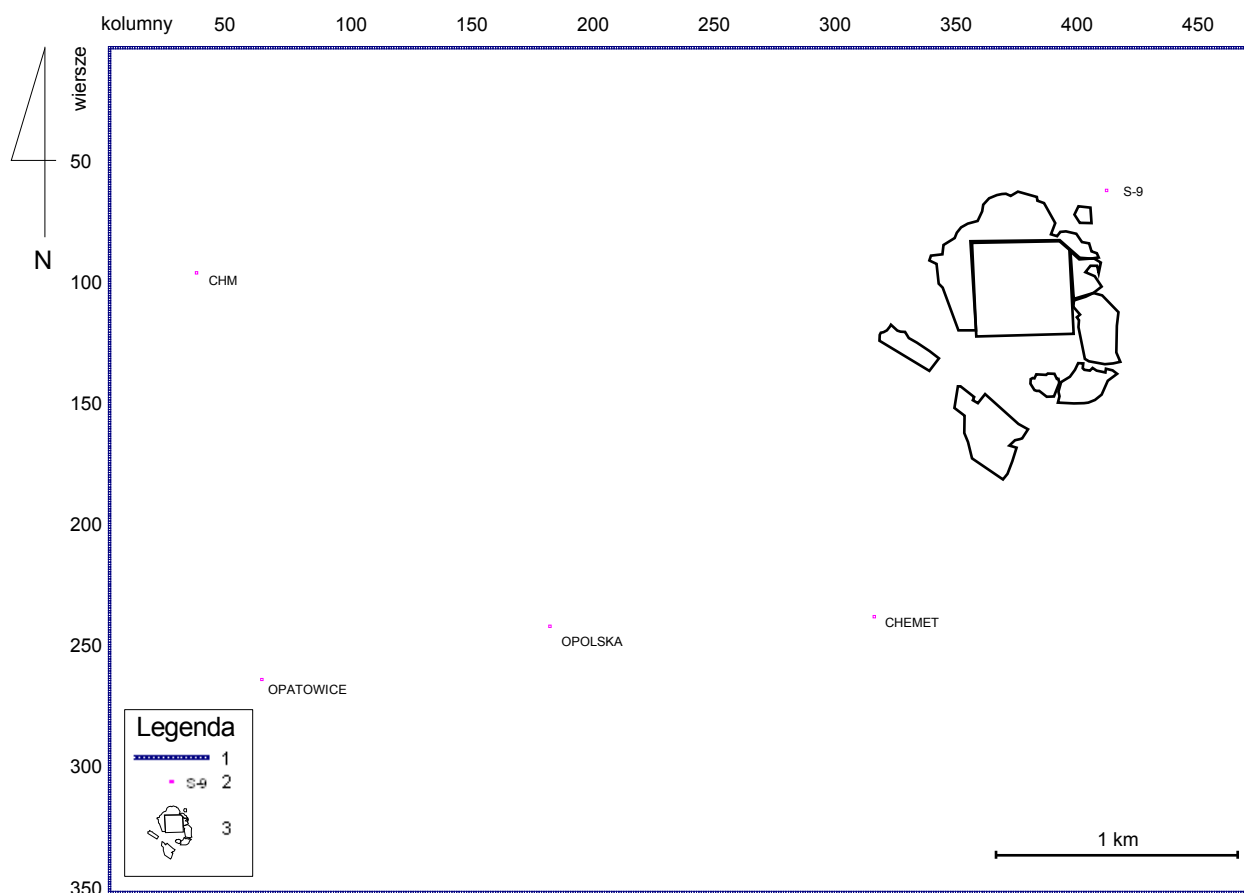
- Warunek III rodzaju symulujący drenaż, a także miejscami zasilanie poprzez rzekę Stołę oraz Potok PA
- Warunek III rodzaju symulujący działanie drenażu głębokiego w rejonie centralnego składowiska odpadów
- Na całym obszarze zasięgu warstwy 1 zadano zasilanie infiltracyjne warunkiem II rodzaju ($Q=const$).
- Warstwa 1 obejmuje jedynie część modelu lokalnego, wyklinowując się ku południowi; na granicy wyklinowania warstwy 1 założono brak przepływu poziomego, podobnie jak w przypadku modelu subregionalnego

Na warstwie 2:

- Warunek II rodzaju symulujący drenaż studniami
- Na części obszaru warstwy 2 leżącej poza zasięgiem warstwy 1 zadano zasilanie infiltracyjne warunkiem II rodzaju ($Q=const$).



Rys. 59. Warunki brzegowe modelu lokalnego – warstwa pierwsza. 1 – bloki symulujące granice zewnętrzne (warunek I rodzaju); 2 – bloki symulujące rzeki (warunek III rodzaju); 3 – bloki symulujące drenaż (warunek III rodzaju); 4 – bloki nieaktywne; 5 – kontur składowisk.

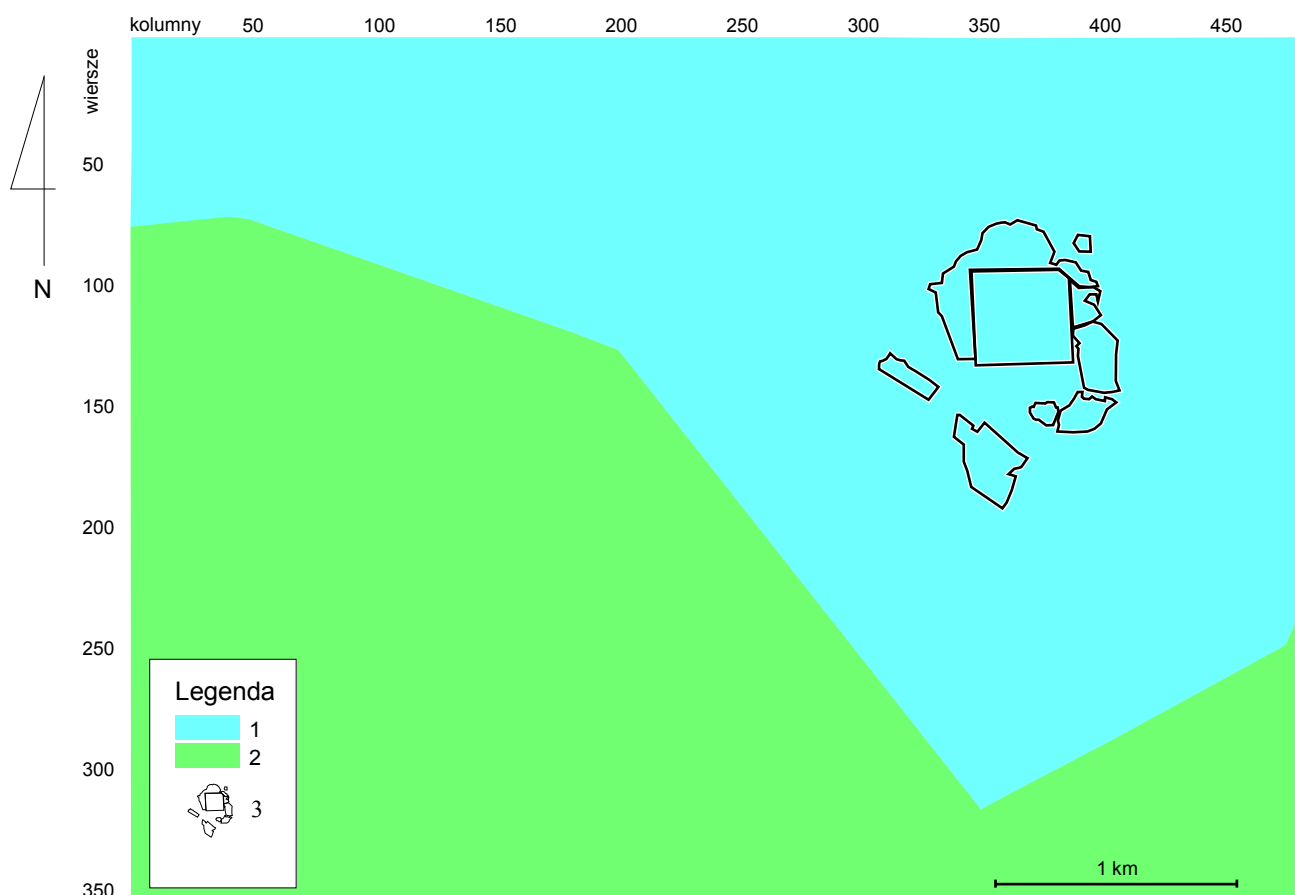


Rys. 60. Warunki brzegowe modelu lokalnego – warstwa druga. 1 – bloki symulujące granice zewnętrzne (warunek I rodzaju); 2 – bloki symulujące studnie (warunek II rodzaju); 3 – kontur składowiska.

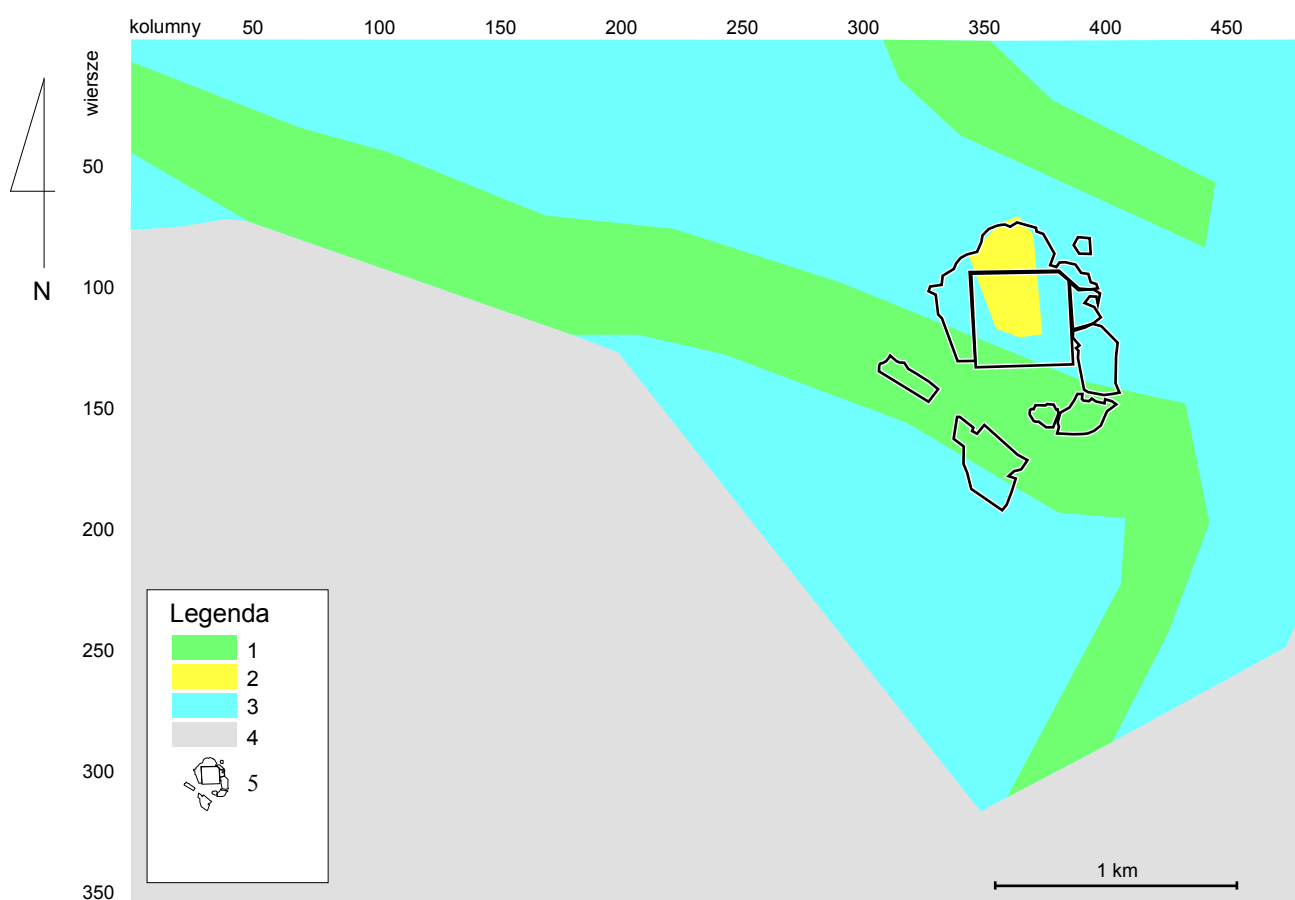
7.3.3. Parametry modelu oraz jego kalibracja

Zestaw początkowy parametrów modelu lokalnego jest przyjęty w oparciu o ich wykalibrowane wartości dla modelu subregionalnego. Poza dostosowaniem przebiegu stref zmienności parametrów do rozdzielczości modelu lokalnego (rys. 61 i 69) wprowadzono dwie zmiany w rozkładzie przestrzennym parametrów:

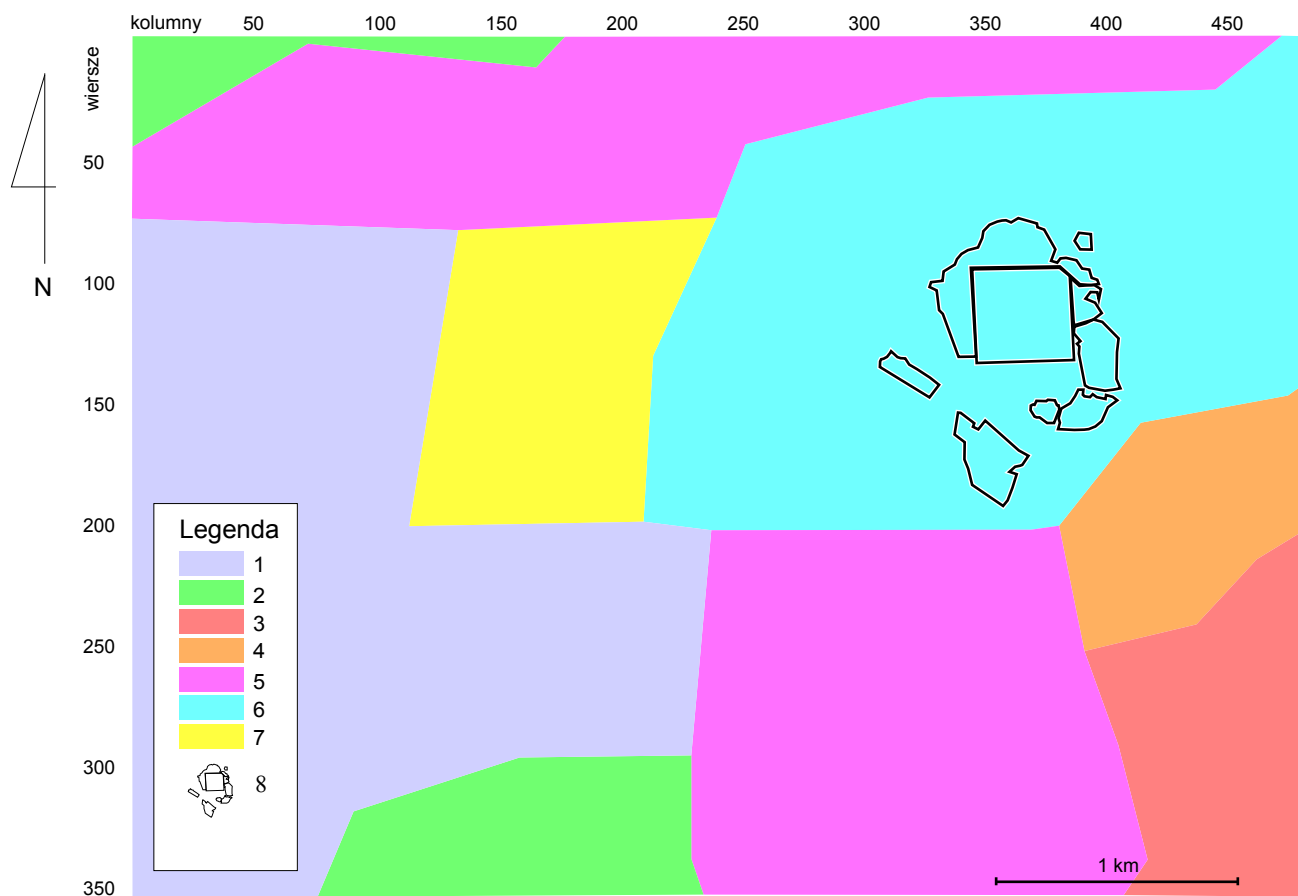
- Uszczegółowiono rozkład przestrzenny współczynnika filtracji warstwy 1 – rozróżniono bardziej przewodne strefy dolin rzecznych oraz mniej przewodną strefę w rejonie składowiska nr 1 oraz centralnego składowiska odpadów (rys. 62)
- Odwzorowano przebieg doliny kopalnej rzeki Stoły symulując w tej strefie lepsze warunki przesączania pionowego (rys. 64).



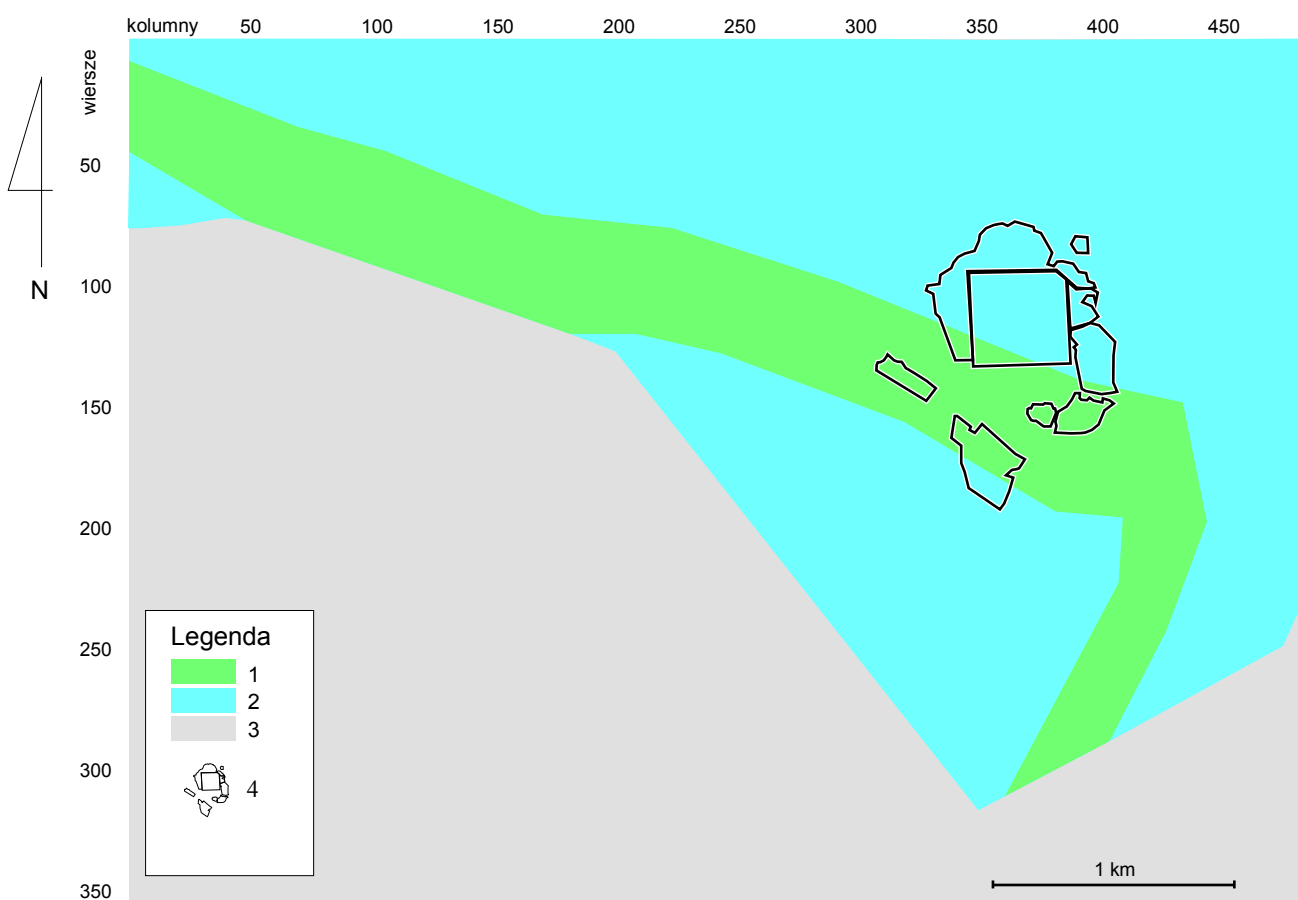
Rys. 61. Zmienność zasilania infiltracyjnego po kalibracji modelu lokalnego. 1 – wychodnie warstwy pierwszej: $5,93\text{E-}9$ [m/s]; 2 – wychodnie warstwy drugiej: $3,81\text{E-}9$ [m/s]; 3 – kontur składowisk.



Rys. 62. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu lokalnego – warstwa pierwsza. 1 – $3,4\text{E-}5$ [m/s]; 2 – $1\text{E-}6$ [m/s]; 3 – $1,3\text{E-}5$ [m/s]; 4 – bloki nieaktywne; 5 – kontur składowisk.

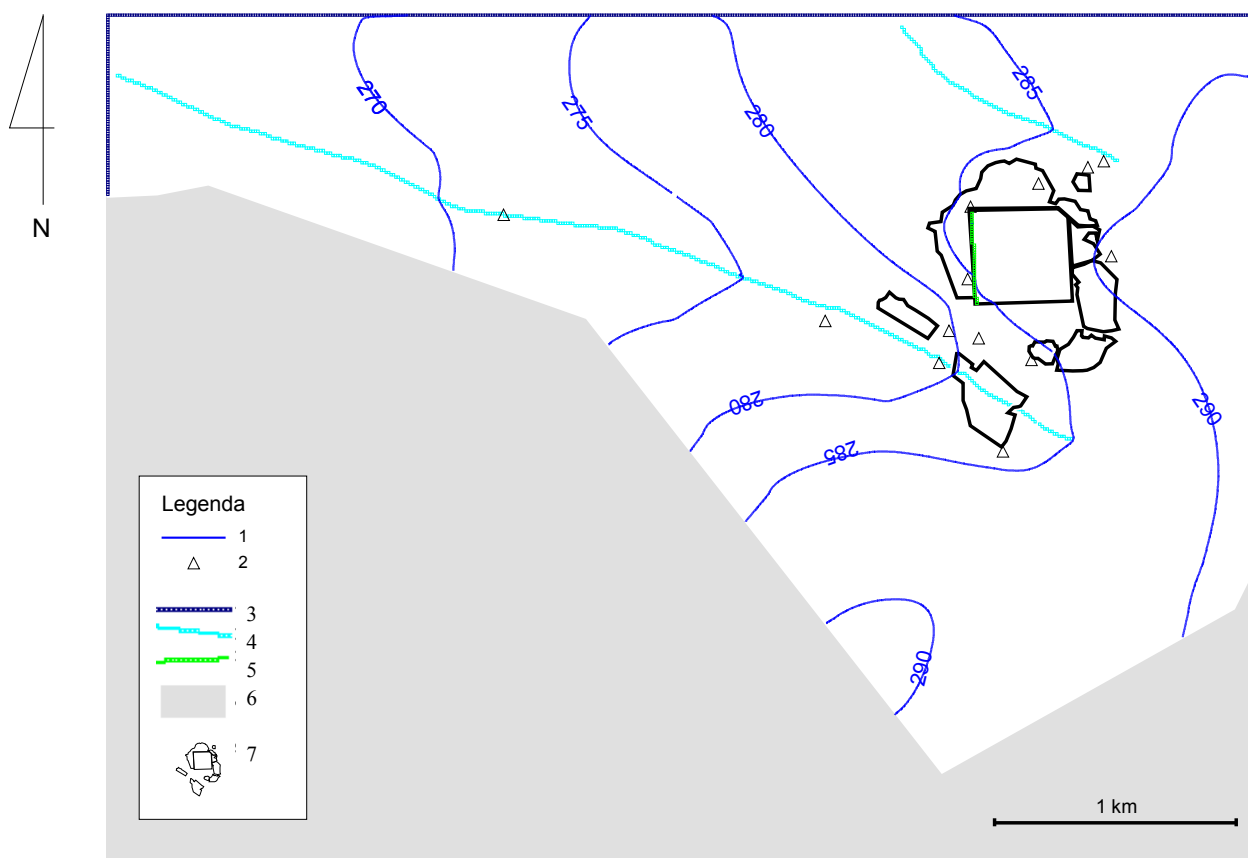


Rys. 63. Zmienność współczynnika filtracji po kalibracji modelu lokalnego – warstwa druga. 1 – $7,9E-5$ [m/s]; 2 – $7,6E-6$ [m/s]; 3 – $7,2E-5$ [m/s]; 4 – $2,9E-4$ [m/s]; 5 – $1,7E-5$ [m/s]; 6 – $4,1E-6$ [m/s]; 7 – $1,0E-6$ [m/s]; 8 – kontur składowisk.

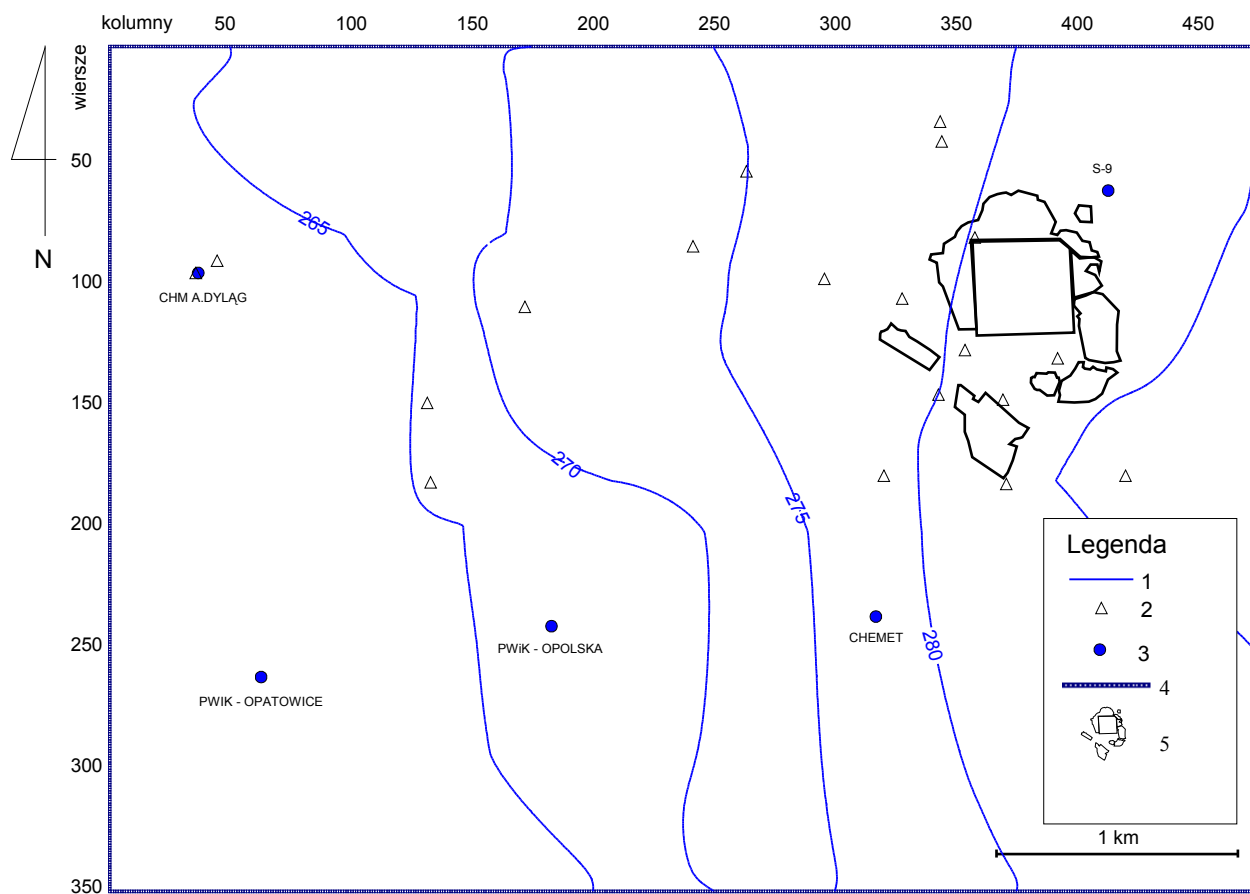


Rys. 64. Zmienność współczynnika przesączania pionowego po kalibracji modelu lokalnego. 1 – $1,7E-8$ [1/s]; 2 – $2,7E-11$ [1/s]; 3 – bloki nieaktywne; 4 – kontur składowisk.

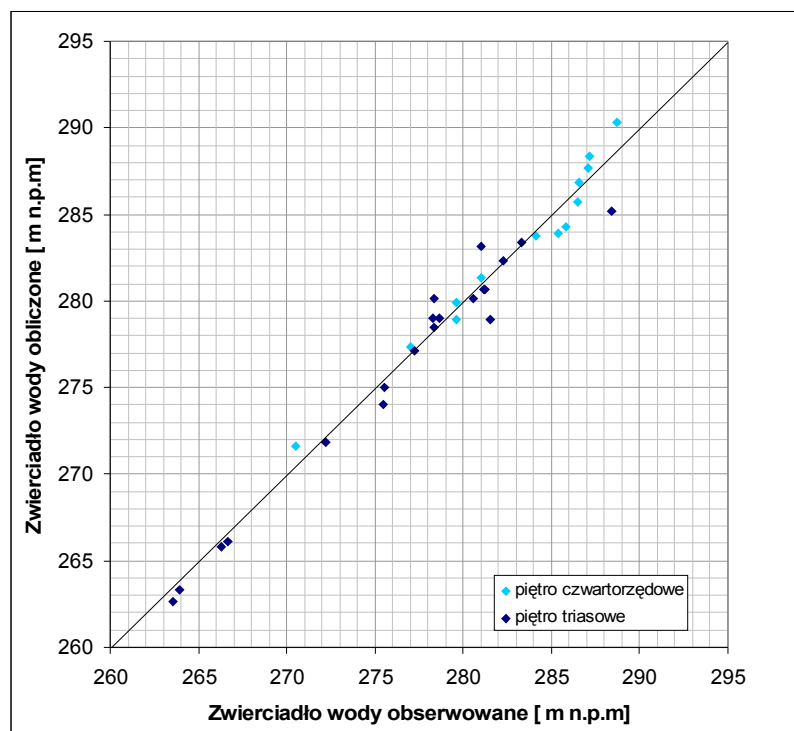
Wartości parametrów modelu lokalnego poddano nieznacznej kalibracji w oparciu o te punkty pomiarowe, które weszły w jego obszar (głównie punkty sieci LMWP). Użyto pomiarów wykonanych w tym samym czasie (rok 2004), co w przypadku modelu subregionalnego. W sumie w procesie kalibracji użyto 33 pomiary zwierciadła wód podziemnych, z których 13 reprezentowało czwartorzędowe, a 20 – triasowe piętro wodonośne (rys. 65 i 66). Obliczony dla wykalibrowanego modelu lokalnego błąd średni wyniósł 0,17 m, błąd średni bezwzględny: 0,85 m, błąd średni kwadratowy: 1,13 m, natomiast znormalizowany błąd średni kwadratowy: 4,5%. W porównaniu z modelem subregionalnym wartości większości miar błęd spadły, wzrosła natomiast wielkość znormalizowanego średniego błędu kwadratowego. Jest to wynikiem dużo mniejszej amplitudy zwierciadła wód podziemnych na modelu lokalnym (rys. 67), od której odwrotności zależy znormalizowany średni błąd kwadratowy. Należy jednak podkreślić równomierne w przypadku modelu lokalnego rozmieszczenie pomiarów użytych do kalibracji modelu. W tym kontekście znormalizowany błąd średni kwadratowy w wysokości 4,5% przy wymogach standardów <10% (ASTM, 1995) należy uznać za wskaźnik w pełni zadowalającej kalibracji modelu.



Rys. 65. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy 1 modelu lokalnego. Wynik badań modelowych – stan na październik 2004 r. 1 – hydroizohipsy [m n.p.m] 2 – punkty kalibracji; 3 – bloki symulujące granice zewnętrzne; 4 – bloki symulujące rzeki; 5 – bloki symulujące drenaż CSO; 6 – bloki nieaktywne; 7 – kontur składowisk.



Rys. 66. Zwierciadło wód podziemnych dla warstwy 2 modelu lokalnego. Wynik badań modelowych – stan na październik 2004 r. 1 – hydroizohipsy [m n.p.m]; 2 – punkty kalibracji; 3– studnie triasowe; 4 – bloki symulujące granice zewnętrzne; 5 – kontur składowisk.



Rys. 67. Korelacja zwierciadła wody obliczonego na modelu lokalnym ze zwierciadłem obserwowanym w terenie w październiku 2004.

Bilans przepływu wód podziemnych uzyskany na podstawie wyników modelowania przedstawiono w tabeli 25.

Tabela 25. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu lokalnego.

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	Zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,0808	-	34,26%	0,00%
Cieki powierzchniowe:	0,0133	0,03	5,62%	12,72%
Drenaż głęboki centralnego składowiska odpadów	-	0,0002	0,00%	0,08%
Ujęcia wód podziemnych	-	0,026	0,00%	10,87%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,142	0,180	60,12%	76,33%
Suma składników bilansu	0,236	0,236	100,00%	100,00%

W ogólnym bilansie modelu lokalnego dominującą rolę odgrywa dopływ podziemny, drugorzędne znaczenie ma zasilanie infiltracyjne, a trzeciorzędą - infiltracja wód z cieków powierzchniowych. Wśród składników drenażu dominuje odpływ podziemny; cieki powierzchniowe oraz ujęcia studzienne pełnią rolę drugorzędą, natomiast drenaż głęboki centralnego składowiska odpadów – rolę marginalną. W porównaniu z bilansem modelu subregionalnego zwraca uwagę dominujący udział dopływu i odpływu podziemnego w ogólnym bilansie wód podziemnych modelu lokalnego. Powodem takiej sytuacji jest fakt, że model lokalny stanowi wycinek modelu subregionalnego. Granice modelu lokalnego są poprowadzone tak, aby objąć całą sieć LMWP, nie odzwierciedlają więc granic naturalnych. Tym samym model lokalny jest w znacznym stopniu otwarty na dopływ i odpływ wód poprzecznych. Jest oczywiste, że jedynie ściśle osadzenie takiego modelu na wykalibrowanym modelu subregionalnym, obejmującym większy obszar (o mniejszym udziale dopływu i odpływu podziemnego) zapewnia wiarygodność prognoz w skali lokalnej. Takie właśnie osadzenie zastosowano w niniejszej pracy. Jednocześnie podczas dokalibrowywania modelu lokalnego ściśle kontrolowano bilans przepływu, aby nie podlegał wahaniom większym niż parę procent. Bilans szczegółowy dla warstw: 1 oraz 2 modelu lokalnego przedstawiono w tabelach 26-27.

Tabela 26. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 1 modelu lokalnego.

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m³/s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	Zasilanie	drenaż	zasilanie	Drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,0498	-	61,93%	0,00%
Cieki powierzchniowe: w tym:	0,0133	0,03	16,51%	37,37%
Stoła	0,013	0,0222	16,12%	27,67%
Potok PA	0,003	0,00780	0,39%	9,70%
Drenaż głęboki centralnego składowiska odpadów	-	0,0002	0,00%	0,24%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,0155	0,0103	19,25%	12,87%
Dopływ/ odpływ do w-wy 2 modelu	0,0019	0,040	2,31%	49,52%
Suma składników bilansu	0,0805	0,0805	100,00%	100,00%

Tabela 27. Bilans przepływu wód podziemnych dla warstwy 2 modelu lokalnego.

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m³/s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	Zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,031	-	15,81%	0,00%
Ujęcia wód podziemnych	-	0,026	0,00%	13,00%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,127	0,170	64,04%	86,06%
Dopływ/ odpływ z w-wy 1 modelu	0,040	0,002	20,16%	0,94%
Suma składników bilansu	0,198	0,198	100,00%	100,00%

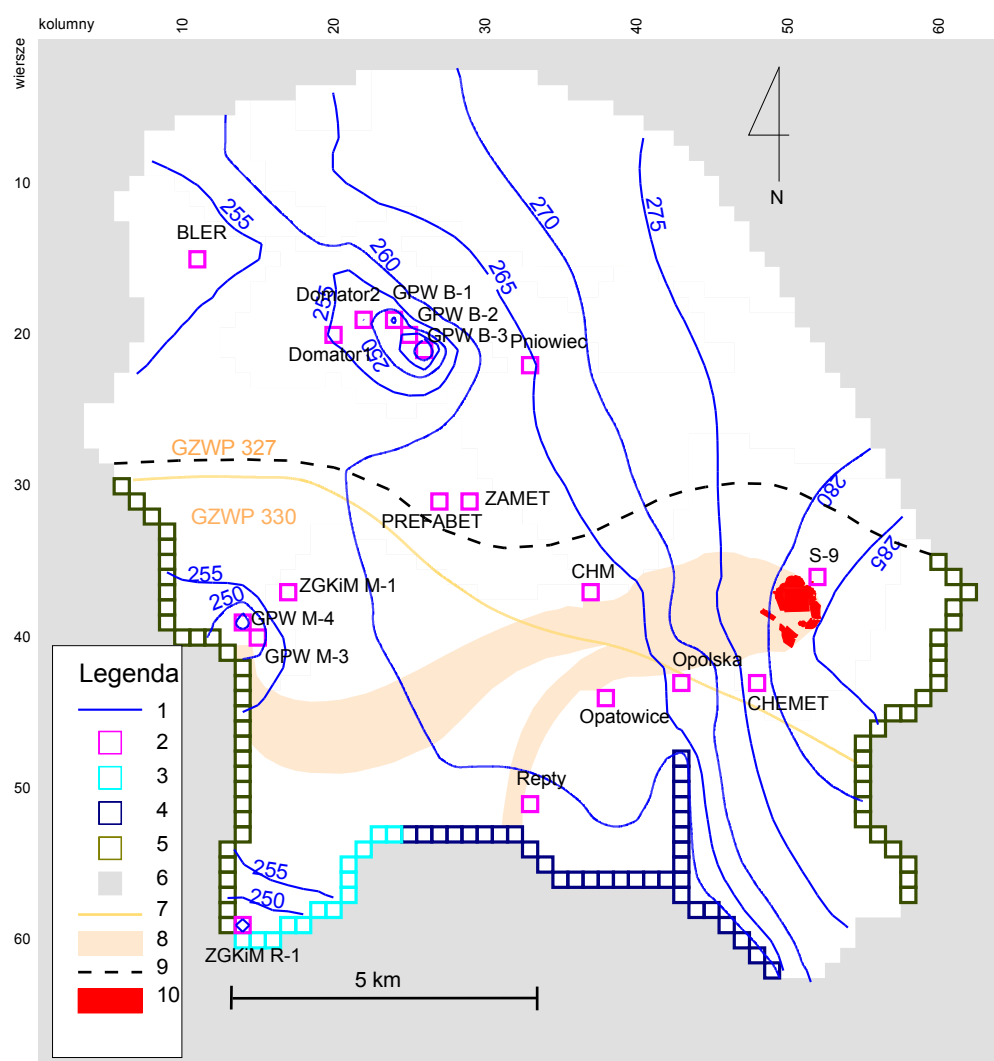
7.4. Zasięg przestrzenny strefy odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”

Oszacowanie zasięgu przestrzennego strefy wód podziemnych odpływających z rejonu składowisk byłych Zakładów Chemicznych wykonano na podstawie uprzednio wykalibrowanych modeli. Za pomocą programu PMPATH (Chiang i Kinzelbach, 2001) śledzono hipotetyczne „cząstki” umieszczane w polu hydrodynamicznym warstw 1 oraz 2 modelu subregionalnego oraz lokalnego. Cząstki migrując poprzez obszar modelu

pozostawiają ślady, równoznaczne z liniami prądu (Pollock, 1994, Chiang i Kinzelbach, 2001). Dlatego też, aby wyznaczyć strefę odpływu wód podziemnych, okonturowano ślady migracji cząstek ulokowanych w rejonie składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry”.

Strefa odpływu wód dla różnych wariantów modelu subregionalnego

W przypadku modelu subregionalnego cząstki umieszczane na warstwie 1 (piętro czwartorzędowe) nie wykazują w skali tego modelu istotnych zasięgów migracji. Bariere dla odpływu wód podziemnych stanowią tu rzeki w rejonie Z.Ch. „Tarnowskie Góry (por.: rys. 77). Natomiast istotne znaczenie ma zasięg strefy odpływu w piętrze triasowym (warstwa 2 modelu), który wyznaczono dla trzech wariantów modelu subregionalnego (rys. 68-70).



Rys. 68. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry”, wariant podstawowy modelu subregionalnego, warstwa druga – stan na październik 2004 r. 1- hydroizohipsy piętra triasowego [m n.p.m]; 2 – bloki symulujące studnie; 3 – bloki symulujące rzeki; 4 – bloki symulujące sztolnie; 5 – bloki symulujące dopływ/odpływ podziemny; 6 – bloki nieaktywne; 7 – granica GZWP; 8 – strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk; 9 – dział wód podziemnych w piętrze triasowym wg badań modelowych; 10 – obszar składowisk.

Dla wariantu podstawowego strefa odpływu wód z rejonu składowisk rozciąga się w kierunku południowo – zachodnim (SW) ku sztolniom byłej kopalni „Fryderyk” oraz zachodnim (W). Ujęcia, które leżą na skraju strefy odpływu to:

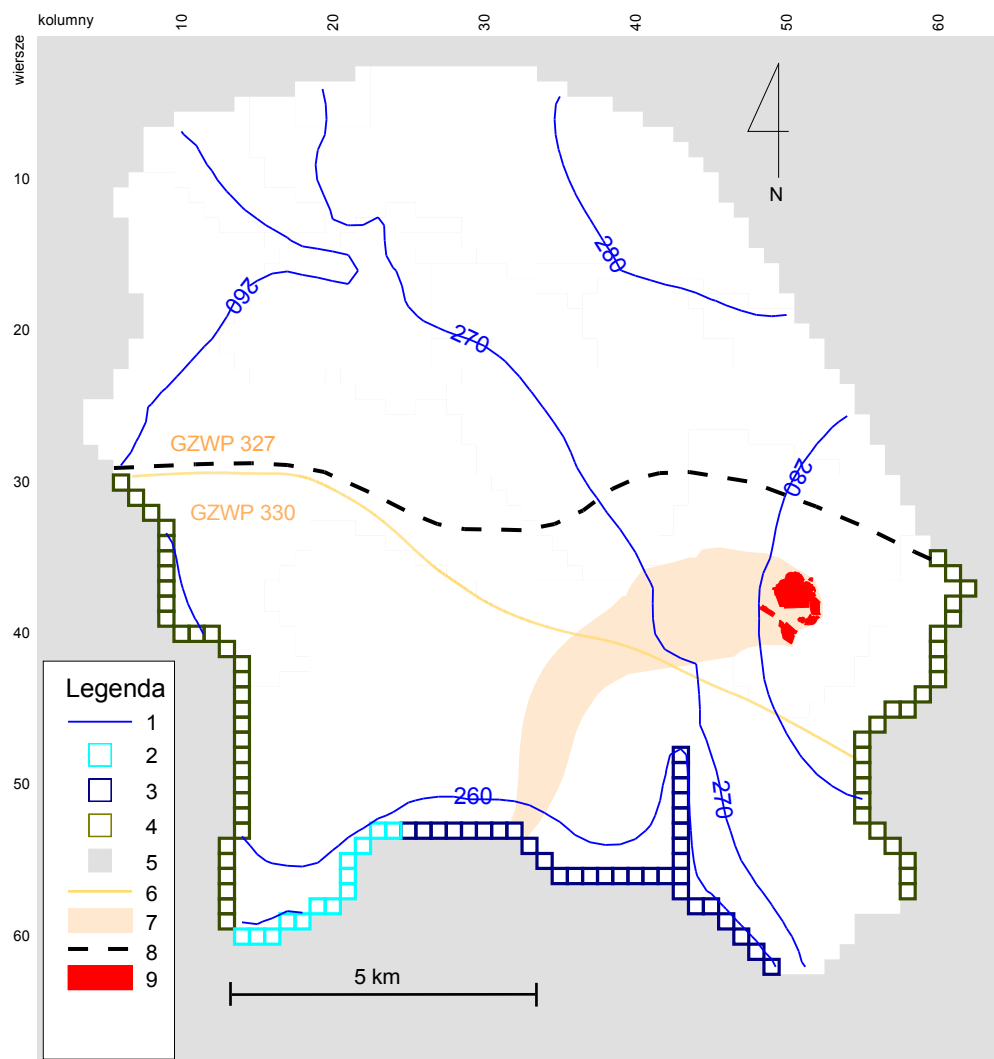
- PWiK Opolska, PWiK Opatowice oraz Repty (na SW)
- CHM A. Dyląg oraz GPW Miedary (na W).

Ewidentnie, granica triasowych GZWP nie stanowi bariery dla odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk. Można więc stwierdzić, że obydwie triasowe GZWP są potencjalnie zagrożone migracją zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Jednakże skalę tego zjawiska oraz jego ramy czasowe można ocenić jedynie w oparciu o opisane w kolejnym rozdziale modelowanie transportu zanieczyszczeń.

Aby określić wpływ zmian warunków brzegowych modelu na zasięg przestrzenny wyznaczonej strefy migracji przeanalizowano 2 dodatkowe warianty:

- Wariant B – z wyłączonymi ujęciami studziennymi (rys. 69, tab. 28)
- Wariant C – z wyłączonymi ujęciami oraz bez drenażu sztolniami; warunki *quasi-naturalne* (rys. 70, tab. 29).

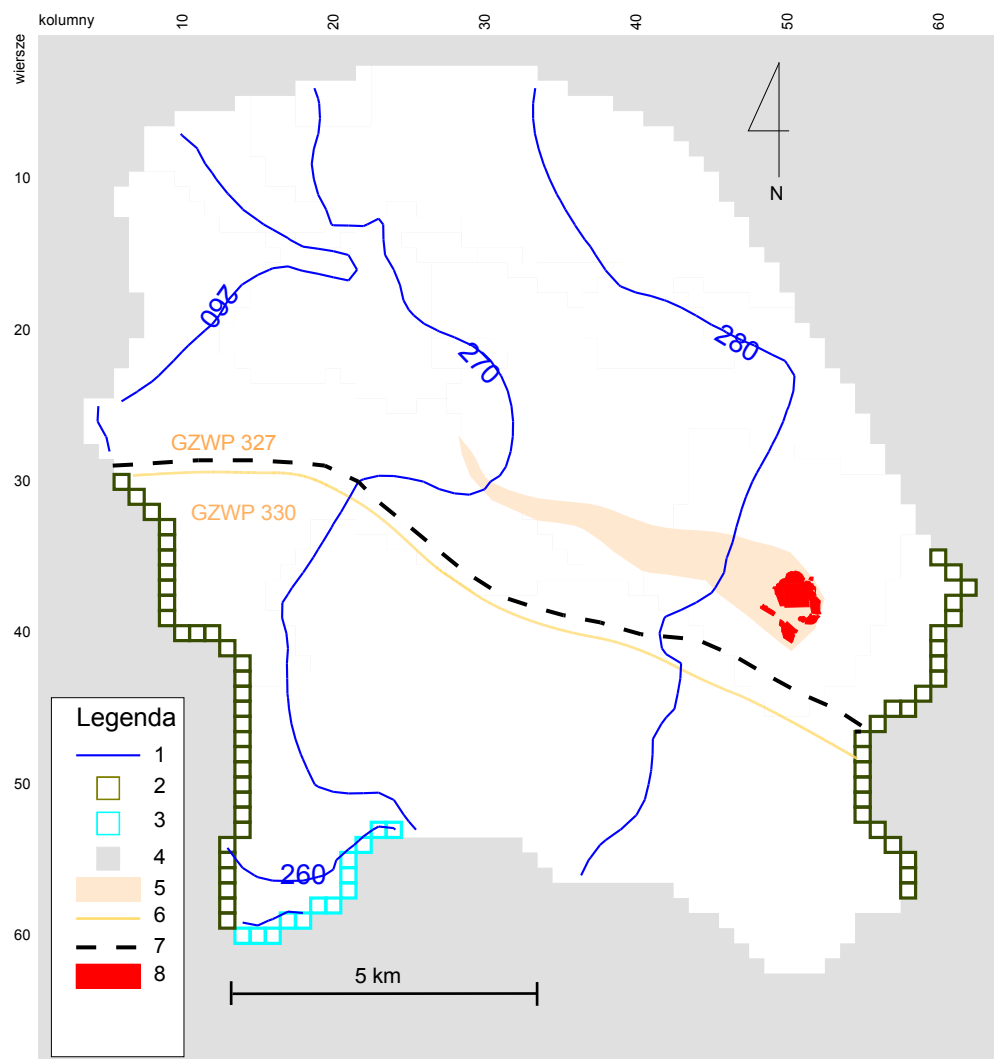
W wariantcie B wyłączono całkowicie warunek II rodzaju symulujący pobór wód podziemnych triasowego piętra wodonośnego. Jest to wariant bardzo mało prawdopodobny, gdyż zdecydowaną większość poboru na obszarze badań stanowią ujęcia wodociągów realizujące zapotrzebowanie na wodę mieszkańców północno-zachodniej części Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Likwidacja ujęć realizujących tak istotne zadanie w skali województwa śląskiego jest realna chyba jedynie w obliczu ich zanieczyszczenia. Jeśli takie zanieczyszczenie miałoby pochodzić z rejonu składowisk byłych ZCh, to taka likwidacja nastąpiłaby w zasadzie po procesie migracji, a nie przed nim. Również w tym nieco teoretycznym wariantcie (B) granica triasowych GZWP nie stanowi bariery dla odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk, podobnie jak w wariantcie podstawowym. W bilansie wód podziemnych modelu w wariantcie B (tab. 28) zwraca uwagę dominująca rola cieków powierzchniowych w drenażu. Upraszczając, można stwierdzić, że cieki powierzchniowe w tym wariantcie przejęły wody, które w wariantcie podstawowym są drenowane poprzez ujęcia studzienne. W wariantcie B wody z rejonu składowisk migrują wyłącznie w kierunku SW, ku sztolniom byłej kopalni „Fryderyk”.



Rys. 69. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; wariant B modelu subregionalnego (hipotetyczny, z wyłączonymi ujęciami studziennymi), warstwa druga. 1 – hydroizohipsy piętra triasowego [m n.p.m]; 2 – bloki symulujące rzeki; 3 – bloki symulujące sztolnie; 4 – bloki symulujące odpływ/dopływ podziemny; 5 – bloki nieaktywne; 6 – granica GZWP; 7 – strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk; 8 – dział wód podziemnych w piętrze triasowym wg badań modelowych; 9 – obszar składowisk.

Tabela 28. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego – wariant B.

Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	zasilanie	drenaż	zasilanie	drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,663	-	80,56%	0,00%
Cieki powierzchniowe	0,0982	0,538	11,93%	65,39%
System sztolni byłej kopalni "Fryderyk"	-	0,179	0,00%	21,73%
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,0618	0,106	7,51%	12,87%
Suma składników bilansu	0,823	0,823	100,00%	100,00%



Rys. 70. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry”; wariant C modelu subregionalanego (hipotetyczny, z wyłączonymi ujęciami studziennymi oraz sztolniami), warstwa druga. 1 – hydroizohipsy pietra triasowego [m n.p.m.]; 2 – bloki symulujące odpływ/dopływ podziemny; 3 – bloki symulujące rzeki; 4 – bloki nieaktywne; 5 - strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk; 6 – granica GZWP; 7 – dział wód podziemnych w piętrze triasowym wg badań modelowych; 8 – obszar składowisk.

W wariantcie C (rys. 70) starano się odtworzyć warunki *quasi*-naturalne. W tym celu usunięto nie tylko warunek II rodzaju symulujący pobór wód podziemnych (jak w wariantcie poprzednim), ale również warunek I rodzaju symulujący drenaż sztolniami byłej kopalni „Fryderyk”. Ten wariant jest już zupełnie teoretyczny (sztolnie już są wydrążone w górotworze i nie da się ich „usunąć”), symulowany jedynie w celach kontrolnych – spodziewano się, że wzdłuż granicy triasowych GZWP zaznaczy się w tym wariantcie dział wód podziemnych. W bilansie wód podziemnych dla wariantu C (tab. 29) następuje dalszy wzrost znaczenia drenażu poprzez cieki powierzchniowe oraz wzrost udziału dopływu podziemnego. W tym wariantcie strefa odpływu wód z rejonu składowisk biegnie w kierunku NW; wody są stopniowo drenowane przez rzekę Stołę. Granica triasowych GZWP stanowi barierę dla odpływu wód z rejonu składowisk, gdyż w tym wariantcie wzdłuż niej zaznacza się wododział w piętrze triasowym.

Tabela 29. Bilans przepływu wód podziemnych dla modelu subregionalnego – wariant C.

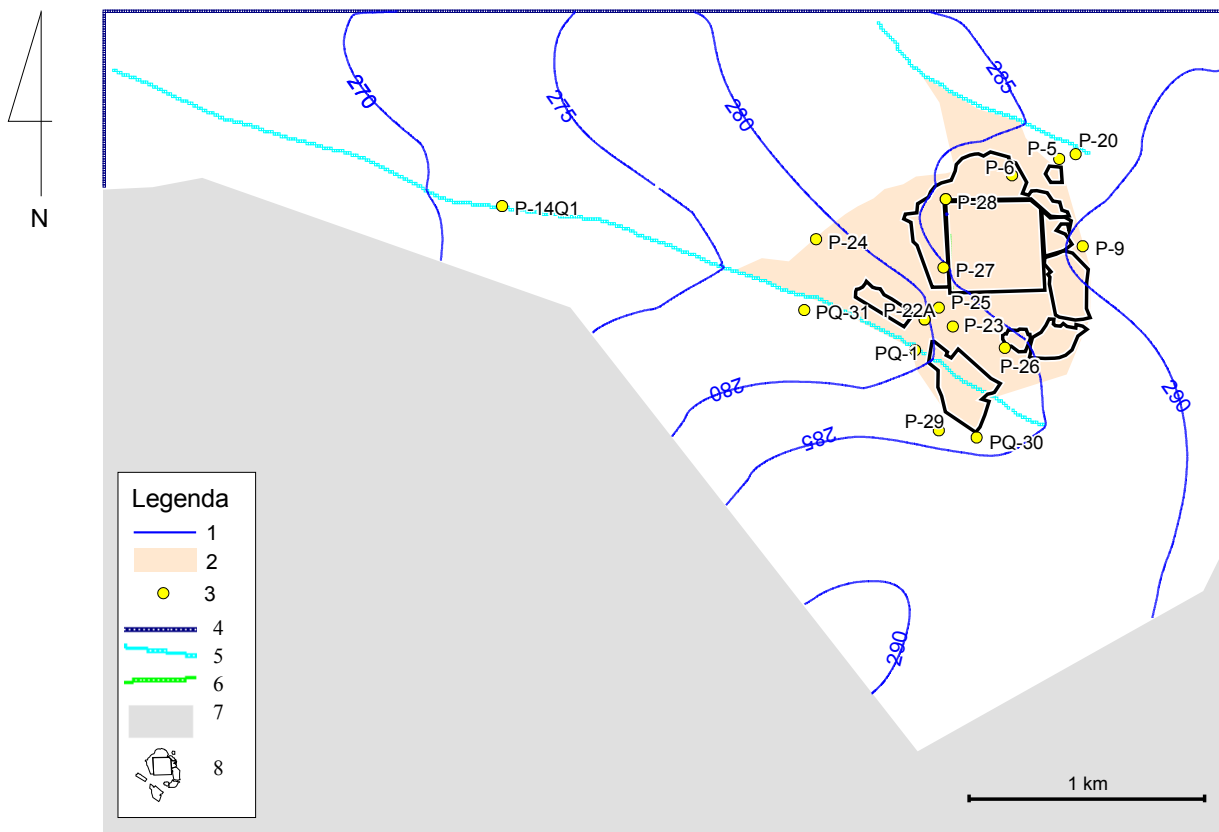
Składniki bilansu wód podziemnych	Natężenie strumienia filtracyjnego [m ³ /s]		Udział w ogólnym bilansie przepływu [%]	
	zasilanie	drenaż	zasilanie	Drenaż
Efektywna infiltracja opadów atmosferycznych	0,663	-	83,33 %	0,00 %
Cieki powierzchniowe	0,0919	0,624	11,55 %	78,39 %
Dopływ/ odpływ z zewnętrznych granic modelu	0,0407	0,172	5,12 %	21,61 %
Suma składników bilansu	0,796	0,796	100,00%	100,00%

Strefa odpływu wód – model lokalny

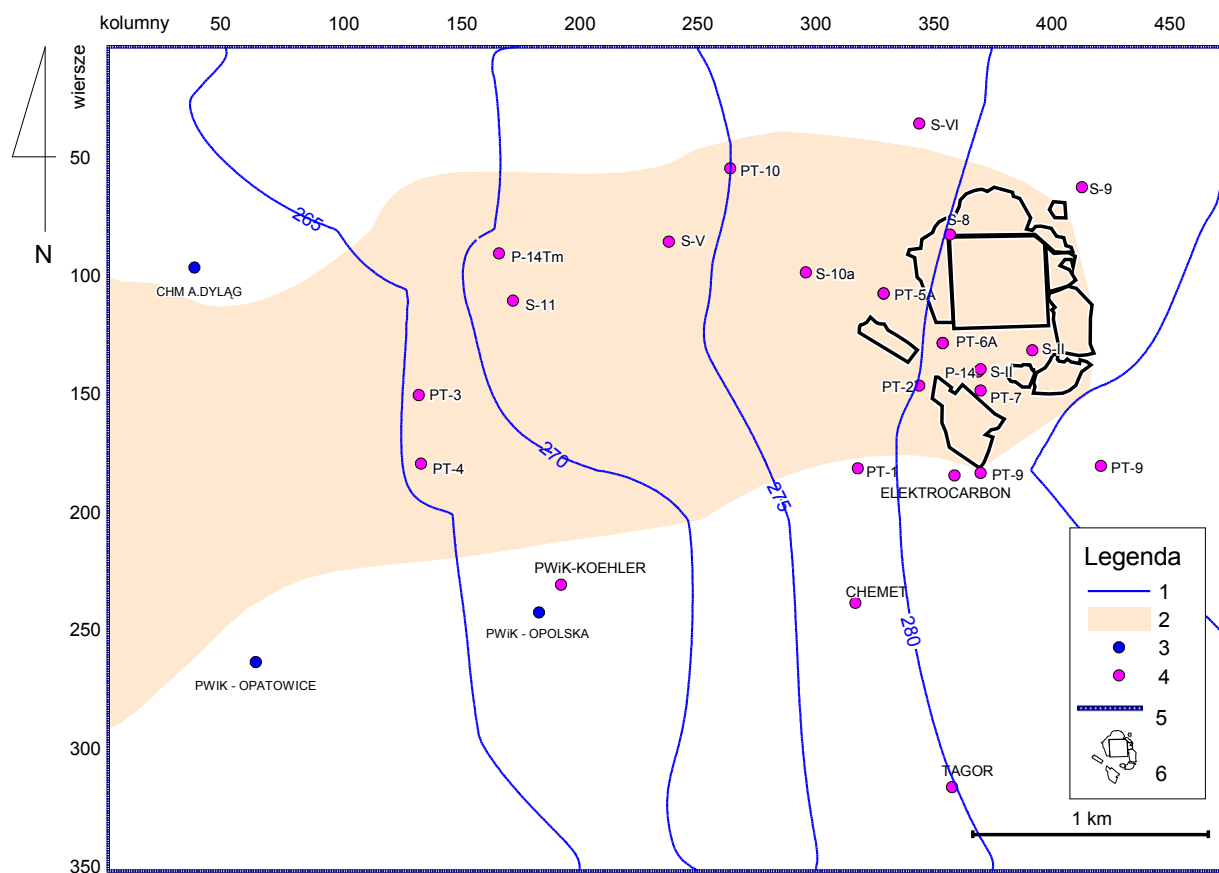
Wyznaczenie strefy odpływu wód z rejonu składowisk na modelu lokalnym wykonano analogicznie jak na modelu subregionalnym. W skali lokalnej zasadne było przedstawienie zasięgu stref spływu oddzielnie dla piętra czwartorzędowego (rys. 71) i oddzielnie dla piętra triasowego (rys. 72).

Strefa odpływu wód z rejonu składowisk w piętrze czwartorzędowym jest ograniczona przestrzennie. Wody czwartorzędowe z rejonu byłych Zakładów Chemicznych przenikają do piętra triasowego lub są drenowane przez cieki powierzchniowe w stosunkowo niewielkiej odległości od składowisk. Drenaż głęboki czwartorzędowego piętra wodonośnego założony na zachodnim skraju centralnego składowiska odpadów nie wpływa zasadniczo na dynamikę wód podziemnych w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry”. Drenaż prawdopodobnie przechwytuje tylko część wód odpływających z rejonu nowego centralnego składowiska odpadów, pozostała część zasila piętro triasowe bądź cieki powierzchniowe. Zanieczyszczone wody piętra czwartorzędowego w rejonie starych składowisk byłych Zakładów Chemicznych nie są przechwytywane.

W piętrze triasowym w skali lokalnej wody podziemne odpływają z rejonu składowisk w kierunku zachód - południowy zachód. Ujęcia, które na podstawie modelu subregionalnego uznano za potencjalnie zagrożone, w skali lokalnej wydają się leżeć tuż poza strumieniem wód odpływających z rejonu składowisk.



Rys. 71. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” - warstwa pierwsza modelu lokalnego. Stan na październik 2004r. 1 – hydroizohipsy piętra czwartorzędowego [m n.p.m.]; 2 – strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk; 3 - punkty LMWP piętra czwartorzędowego; 4 – bloki symulujące granice zewnętrzne; 5 – bloki symulujące rzeki; 6 – bloki symulujące drenaż; 7 – bloki nieaktywne; 8 – obszar składowisk.



Rys. 72. Strefa potencjalnego spływu wód podziemnych z rejonu byłych ZCh „Tarnowskie Góry” - warstwa druga modelu lokalnego. Stan na październik 2004r. 1 – hydroizohipsy [m n.p.m.]; 2 – strefa spływu; 3 – studnie triasowe; 4 – punkty LMWP piętra triasowego; 5 – bloki symulujące granice zewnętrzne; 6 – obszar składowisk.

Analizę wykreślonych stref odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk dla 3 wariantów modelu subregionalnego oraz dla modelu lokalnego można podsumować następująco:

- W najbardziej prawdopodobnym wariantcie wody piętra triasowego będą odpływać z rejonu składowisk w kierunku SW oraz W.
- Zagrożone mogą zostać działające ujęcia: PWiK Opolska, CHM A. Dyląg, PWiK Opatowie, Centrum Rehabilitacyjne Repty oraz GPW Miedary; chociaż wymienione ujęcia leżą na skraju strefy odpływu wód z rejonu składowisk. Rzeczywistą skalę zagrożenia dla ujęć wód podziemnych i możliwy czas jego wystąpienia należy oszacować łącznie z opisanymi w kolejnym rozdziale symulacjami transportu zanieczyszczeń.
- Hipotetyczne wyłączenie ujęć studziennych (wariant B) spowodowałoby ograniczenie przestrzennego zasięgu strefy spływu wód wyłącznie do kierunku SW (ku sztolniom).
- Dział wód przebiegający teoretycznie wzdłuż granicy triasowych GZWP zaznacza się jedynie w wariantcie dla warunków *quasi-naturalnych* (wariant C); jednakże powrót do warunków *quasi-naturalnych* („wyłączenie” oddziaływania drenującego sztolni) wydaje się w przypadku rejonu Tarnowskich Gór nierealny, a więc wspomniany wariant należy rozumieć jako czysto teoretyczny. Można więc stwierdzić, że dział wód pomiędzy GZWP 327 a GZWP 330 mógł zaznaczać się jedynie w przeszłości, przed wydrążeniem w XIX w systemu sztolni byłej kopalni „Fryderyk”. Strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk sięga więc obydwu triasowych GZWP: 327 Lubliniec-Myszków (na obszarze którego leżą składowiska) oraz 330 Gliwice (w kierunku którego zachodzi migracja wód podziemnych z rejonu składowisk)

7.5 Modelowanie transportu zanieczyszczeń

Wiarygodność wyników prognostycznych symulacji transportu zanieczyszczeń zależy od stanu rozpoznania warunków hydrogeologicznych, dokładnej charakterystyki ogniska zanieczyszczeń jak i zmienności zanieczyszczenia w wodach podziemnych od momentu jego pojawienia się. Symulacje modelowe transportu zanieczyszczeń wymagają dodatkowo kalibracji parametrów transportu zanieczyszczeń, takich jak np. porowatość efektywna, dyspersja poprzeczna, i podłużna, sorpcja, itp. Należy podkreślić, że w przypadku rejonu ZCh „Tarnowskie Góry” wiarygodna kalibracja tych parametrów jest niezwykle trudna. Zmienność zanieczyszczenia wód podziemnych jest bowiem znana jedynie w okresie kilkunastu lat

funkcjonowania sieci LMWP, nie ma natomiast informacji o tym, kiedy w kilkudziesięcioletniej historii działalności Zakładów Chemicznych (1921 – 1995) pojawiło się zanieczyszczenie, ani jaka była jego zmienność przed rokiem 1990. Przeszkodą dla wiarygodnych prognoz zmian chemizmu wód podziemnych piętra triasowego jest również wysoka niestabilność ogniska zanieczyszczeń związana z trwającym od kilku lat procesem przenoszenia odpadów oraz zanieczyszczonej gleby na centralne składowisko odpadów. Na wspomniane wyżej problemy nakładają się skomplikowane warunki hydrogeologiczne: rejon byłych Zakładów leży w strefie regionalnego wododziału w piętrze triasowym, a w piętrze czwartorzędowym – w strefie lokalnego wododziału pomiędzy rzeką Stołą a potokiem PA. Mając pełną świadomość wspomnianych powyżej obiektywnych ograniczeń, w niniejszej pracy wykonano przybliżone prognozy zmian stanu chemicznego wód podziemnych. Wzięto bowiem pod uwagę fakt drastycznego zmniejszenia zasięgu sieci LMWP (Witkowski i in., 2004), planowanego do wprowadzenia już od roku 2005 (lecz chwilowo zawieszonego do czasu zamknięcia centralnego składowiska odpadów). Prawdopodobnie więc rozpoznanie stanu zanieczyszczenia nie poprawi się w trakcie kolejnych lat działania monitoringu w stosunku do w chwili obecnej. Zasadne wydaje się więc przeprowadzenie właśnie teraz badań prognostycznych długookresowego wpływu składowisk byłych ZCh „Tarnowskie Góry” na stan chemiczny wód podziemnych.

Aby odzwierciedlić całą dynamikę zmian ogniska zanieczyszczeń w kilkudziesięcioletniej przeszłości oraz w niedalekiej przyszłości (przenoszenie odpadów na nowe składowisko) trzeba by było bardzo skomplikować model. Jednakże takie działanie nie jest wskazane, albowiem nadmierne komplikowanie modelu przy niewystarczającej liczbie dostępnych danych uniemożliwia jego rzetelną kalibrację. W efekcie wraz z komplikacją modelu wiarygodność prognoz na nim wykonanych wcale nie rośnie, a wręcz maleje. Z tego powodu zalecane jest, aby budować jednak możliwie jak najprostsze, przejrzyste modele, które można względnie łatwo zidentyfikować i wykalibrować (Hill, 1998). Według takich zasad został zbudowany model transportu zanieczyszczeń. Podstawowe założenia modelu podano poniżej:

- Model transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych triasowego piętra wodonośnego wykonano za pomocą programu MT3D (Zheng, 1990; Zheng i Wang, 1998), w oparciu o wykalibrowany pod względem przepływu model lokalny, sporządzony za pomocą programu MODFLOW-96. Program MT3D symuluje różne zjawiska zachodzące podczas transportu substancji chemicznych w wodach podziemnych. W przypadku opisywanego modelu rozpatrywano:
 - ✓transport zanieczyszczenia w wodach podziemnych na drodze adwekcji,
 - ✓dyspersję zanieczyszczenia w wodach podziemnych (podłużną i poprzeczną),

- ✓opóźnienie transportu wynikające z sorpcji.
- W procesie modelowania zmian jakości wód podziemnych ograniczono się do jednego charakterystycznego wskaźnika zanieczyszczeń: boru. W poprzednich rozdziałach opisujących analizę danych LMWP udowodniono, że zanieczyszczenie borem ma znaczenie decydujące dla stanu chemicznego wód podziemnych w rejonie byłych ZCh „Tarnowskie Góry” (por.: rozdz. 5 i 6). Ponadto, jak wykazały badania Rubin (1999), w porównaniu z innymi zanieczyszczeniami występującymi w rejonie Tarnowskich Gór, bor jest składnikiem względnie łatwo migrującym wraz z wodami podziemnymi a więc zasięg jego oddziaływania jest duży w stosunku do innych składników.
- Stężenie początkowe boru na całym obszarze modelu lokalnego przyjęto według badań przeprowadzonych w sieci LMWP z roku 2004 (rys. 26 i 33).
- W trakcie modelowania przyjęto założenie, że od roku 2005 zgodnie z planem odpady zostaną w całości przeniesione na nowe szczelne centralne składowisko, a więc od tego roku ognisko zanieczyszczeń przestaje oddziaływać na wody podziemne, a brane są pod uwagę jedynie zanieczyszczenia, które w latach 1921 - 2004 przedostały się do wód podziemnych. Z informacji uzyskanych już po zakończeniu modelowania (inf. ustna ZCh Tarnowskie Góry w likwidacji) wynika, że proces przenoszenia odpadów oraz zanieczyszczonej gleby ze strefy aeracji na nowe izolowane składowisko z przyczyn natury finansowej opóźnia się i zostanie zakończony nie wcześniej niż w roku 2007. Jednakże długi czas oddziaływania ogniska zanieczyszczeń w przeszłości (od kilkudziesięciu lat) oraz ramy czasowe wykonanych prognoz (do 150 lat) są wystarczające, by różnica rzędu 2 lat nie wpływała zauważalnie na wyniki prognoz.

Zestawienie przyjętych parametrów modelu transportu zanieczyszczeń przedstawiono w tabeli 30.

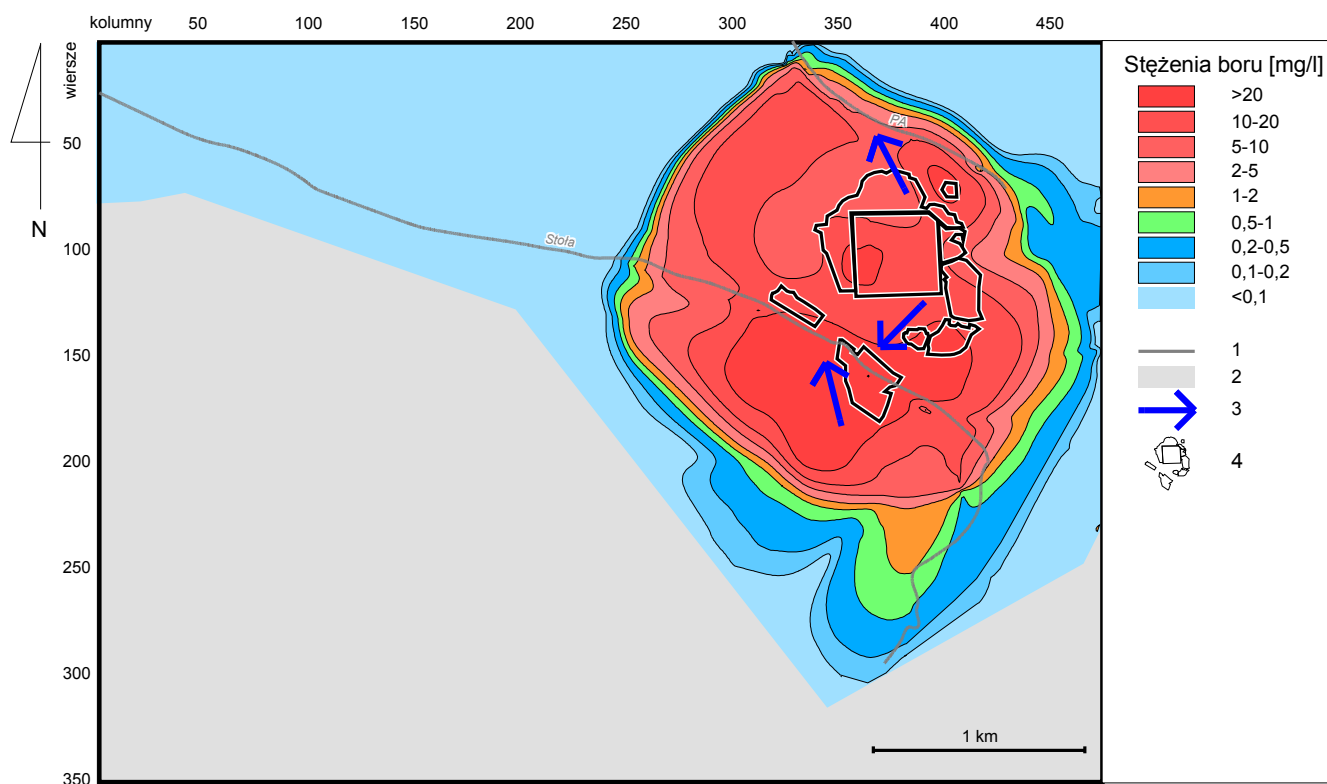
Tabela 30. Zestawienie przyjętych parametrów modelu transportu zanieczyszczeń w programie MT3D (Zheng, 1990; Zheng i Wang, 1998).

Parametr	Warstwa 1	Warstwa 2
porowatość efektywna	0,25	0,02
współczynnik opóźnienia transportu (R)	2	1,2
dyspersja podłużna [m]	15	
dyspersja poprzeczna pionowa [m]	1,5	
dyspersja poprzeczna pozioma [m]	1,5	
współczynnik dyfuzji cząsteczkowej [m ² /s]	1E-09	

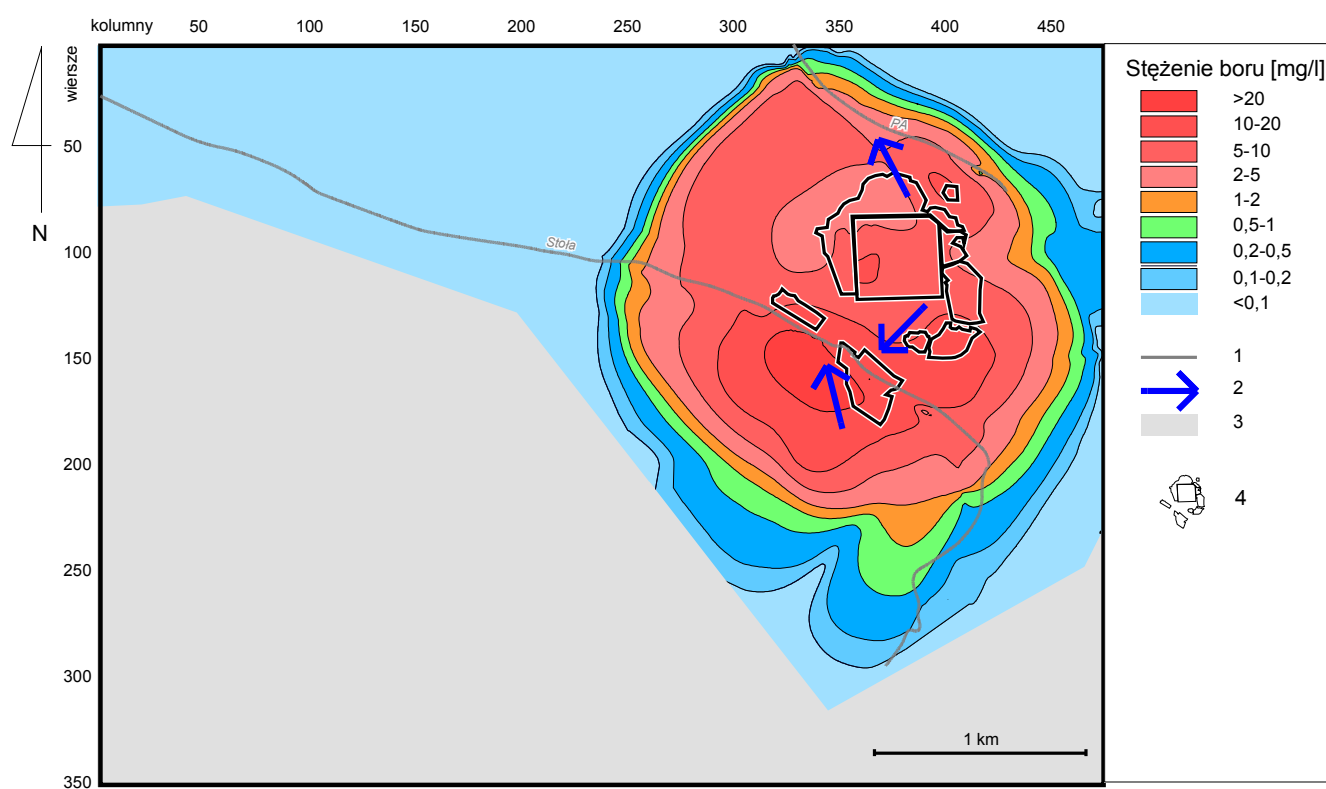
Należy podkreślić, że bor jest składnikiem na tyle niepospolitym, że w literaturze fachowej z zakresu modelowania transportu zanieczyszczeń trudno o przykłady typowych wartości dla większości parametrów transportu specyficznych dla tego wskaźnika, takich jak np. dyspersja podłużna czy poprzeczna. Również w przypadku rejonu Tarnowskich Gór brak jest badań, według których można by przyjąć specyficzne dla tego rejonu wartości dyspersji. Z konieczności dla większości parametrów bazowano więc na wartościach domyślnych przyjętych przez autorów programu PMWIN 5.0 (Chiang i Kinzelbach, 2001). Wyjątek uczyniono dla wartości porowatości efektywnej oraz współczynnika opóźnienia transportu (R), zakładając że ze względu na różny typ pięter wodonośnych (warstwa 1 – typ porowy, warstwa 2 – typ szczelinowo-krasowy) wartości tych parametrów muszą być zróżnicowane dla poszczególnych warstw.

Porowatość efektywną warstwy 1 pozostawiono na poziomie wartości domyślnych. Z kolei porowatość efektywna dla warstwy 2 przyjęto na podstawie analizy danych literaturowych dla podobnych zbiorników szczelinowo – krasowych z innych rejonów o podobnej budowie geologicznej (Zuber i Motyka, 1997). W cytowanej pracy podane są wartości porowatości efektywnej dla kilku zbiorników, a zróżnicowane pomiędzy poszczególnymi wartościami jest duże. Można jednak na ich podstawie wyrobić sobie pogląd, że porowatość efektywna rzędu paru procent jest typowa dla zbiorników szczelinowo – krasowych. Daje to pewne uzasadnienie do przyjęcia wartości tego parametru dla warstwy 2 arbitralnie na poziomie 2% (0,02). Wartość ta, o ponad rząd niższa od przyjętej porowatości efektywnej dla warstwy 1, odzwierciedla charakterystyczny dla systemów szczelinowo-krasowych sposób przepływu: siecią głównych szczelin, stanowiących niewielki procent objętości górotworu, ale charakteryzujących się dużą przewodnością.

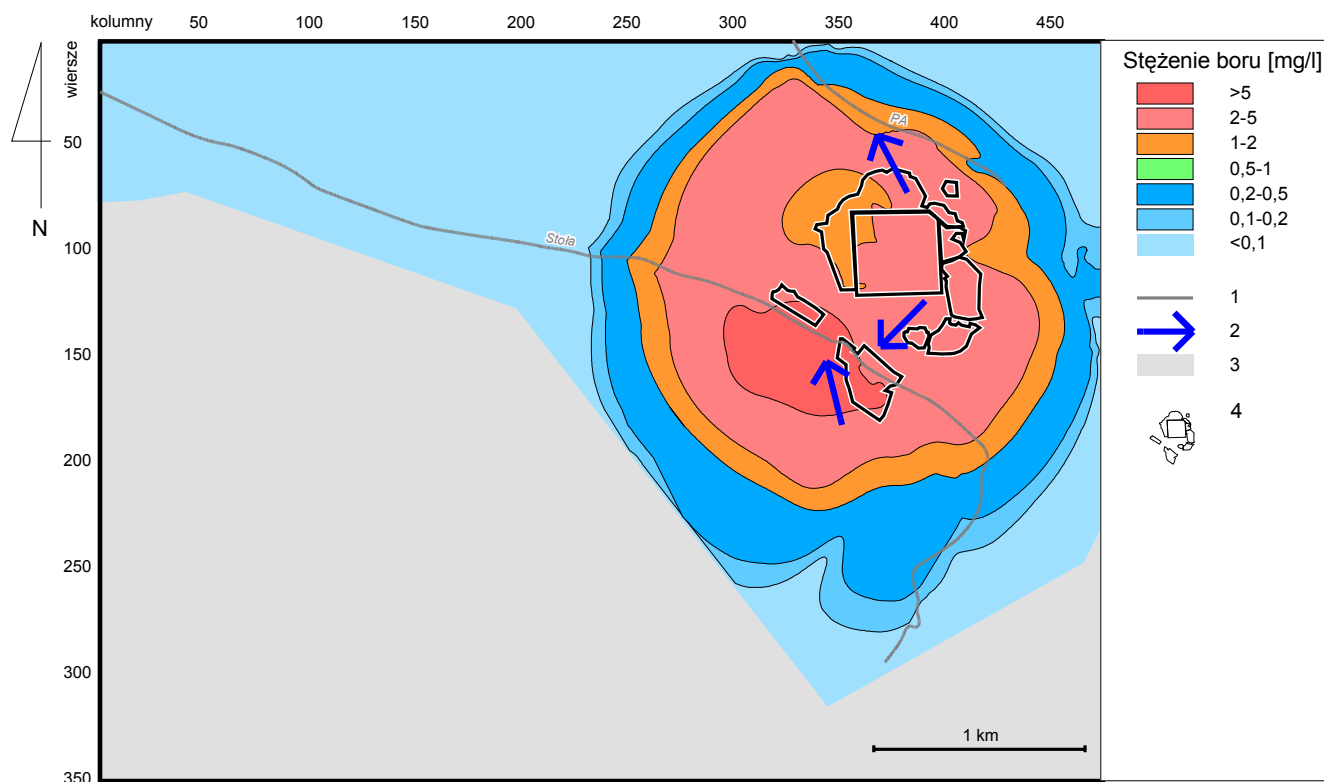
Jedyną wskazówkę dla przyjęcia wartości współczynnika opóźnienia R dla warstwy 1 stanowią wyniki 4 testów kolumnowych Rubin (1999) przeprowadzonych dla oceny czasu migracji pionowej zanieczyszczeń w strefie aeracji. Z braku innych wskazówek, założono że transport boru w warstwie wodonośnej będzie podlegał podobnym opóźnieniom i przyjęto dla warstwy 1 opóźnienie $R = 2$, bliskie wartości środkowej (2,085) z 4 wyników wspomnianych testów Rubin (1999). Z kolei dla pietra triasowego (warstwa 2) brak jest jakichkolwiek wskazówek, poza domniemaniem, że jeśli przepływ następuje głównie dobrze przewodzącymi szczelinami, to opóźnienie spowodowane sorpcją musi być znacząco niższe od opóźnienia w przypadku filtracji porowej. Mając na uwadze powyższe rozważania przyjęto arbitralnie dla warstwy 2 modelu $R = 1,2$. Symulacje prognostyczne przeprowadzono dla następujących cięć czasowych: 25 lat (rok 2029), 50 lat (rok 2054), 100 lat (rok 2104) oraz 150 lat (rok 2154). Wyniki symulacji przedstawiono na rys. 73-87.



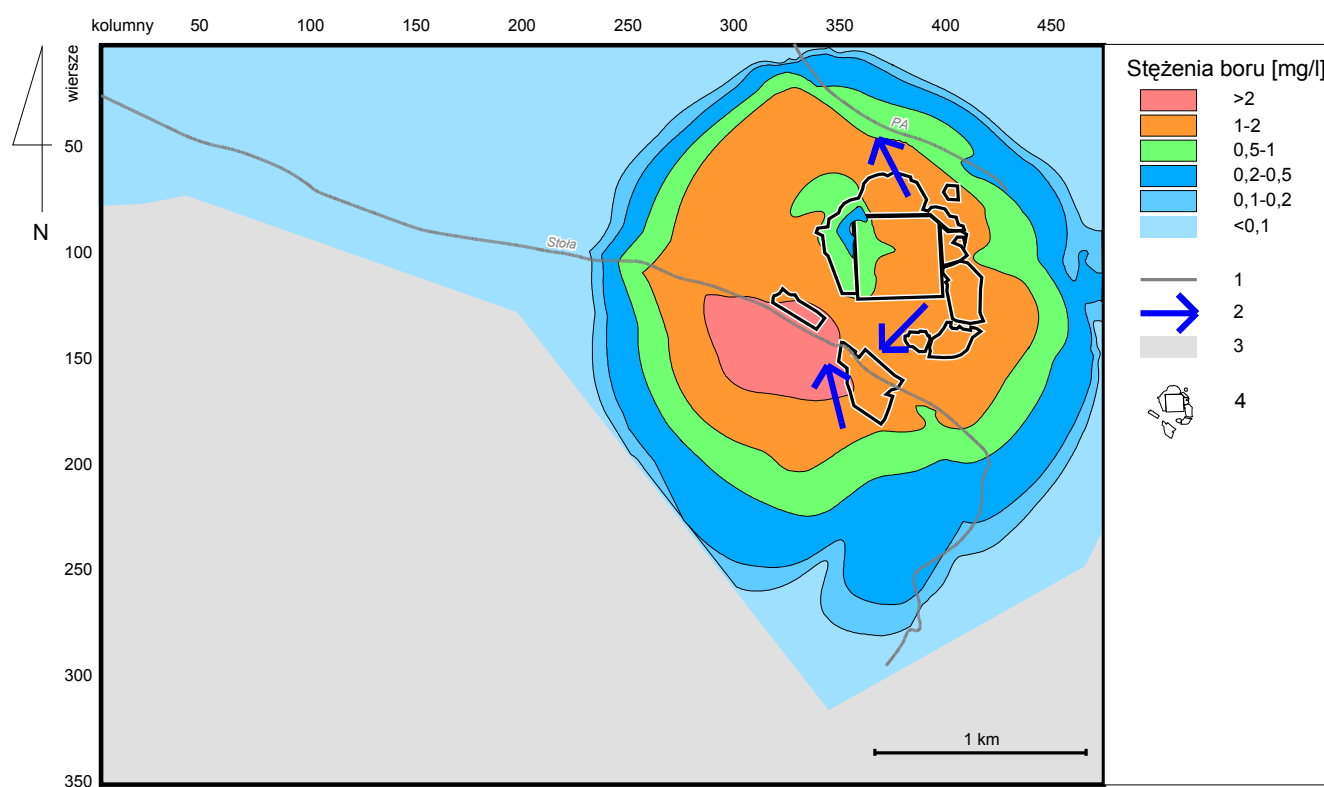
Rys. 73. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 25 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – bloki nieaktywne; 3 – kierunki przepływu wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.



Rys. 74. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 50 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – kierunki przepływu wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 3 – bloki nieaktywne; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.



Rys. 75. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 100 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – kierunki przepływu wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 3 – bloki nieaktywne; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.



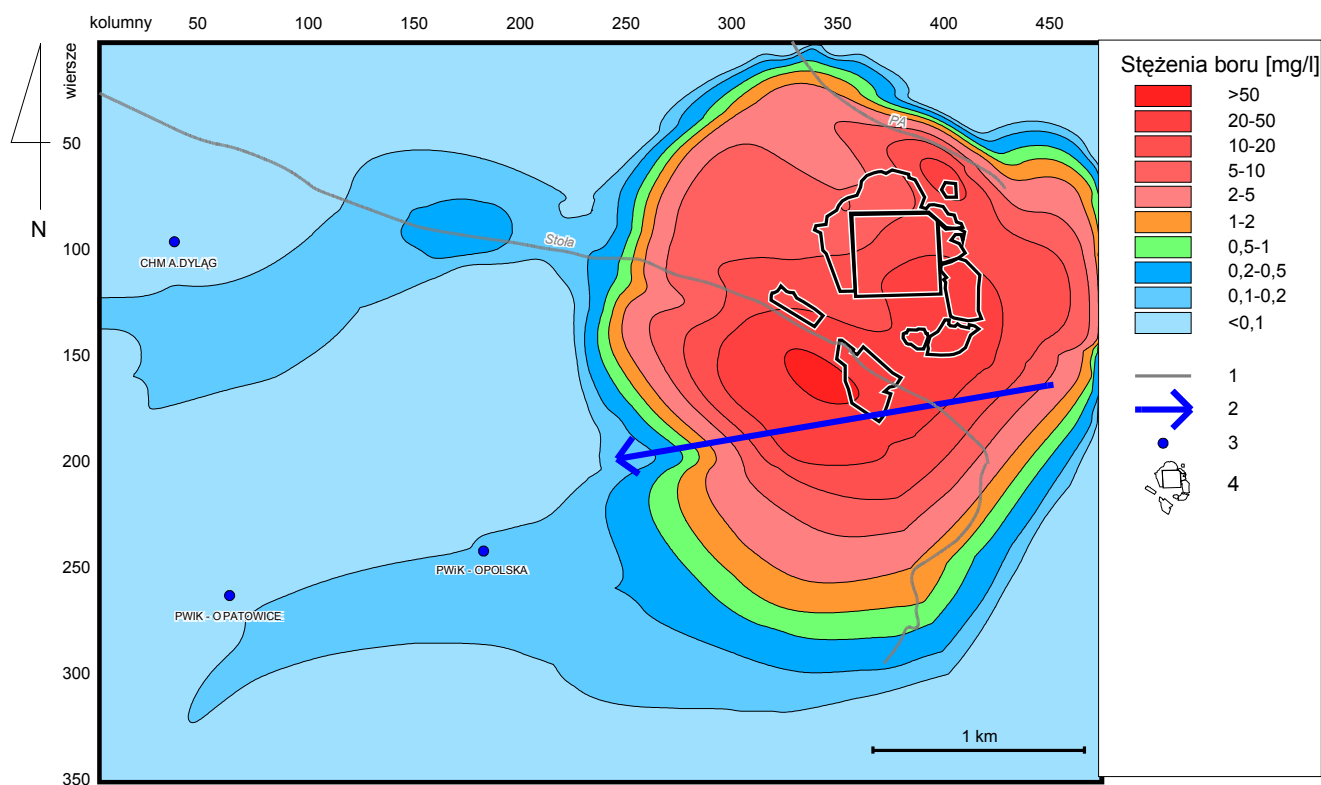
Rys. 76. Stężenie boru dla warstwy 1 modelu po upływie 150 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – kierunki przepływu wód podziemnych piętra czwartorzędowego; 3 – bloki nieaktywne; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

Z analizy map wynikowych można wyciągnąć następujące wnioski:

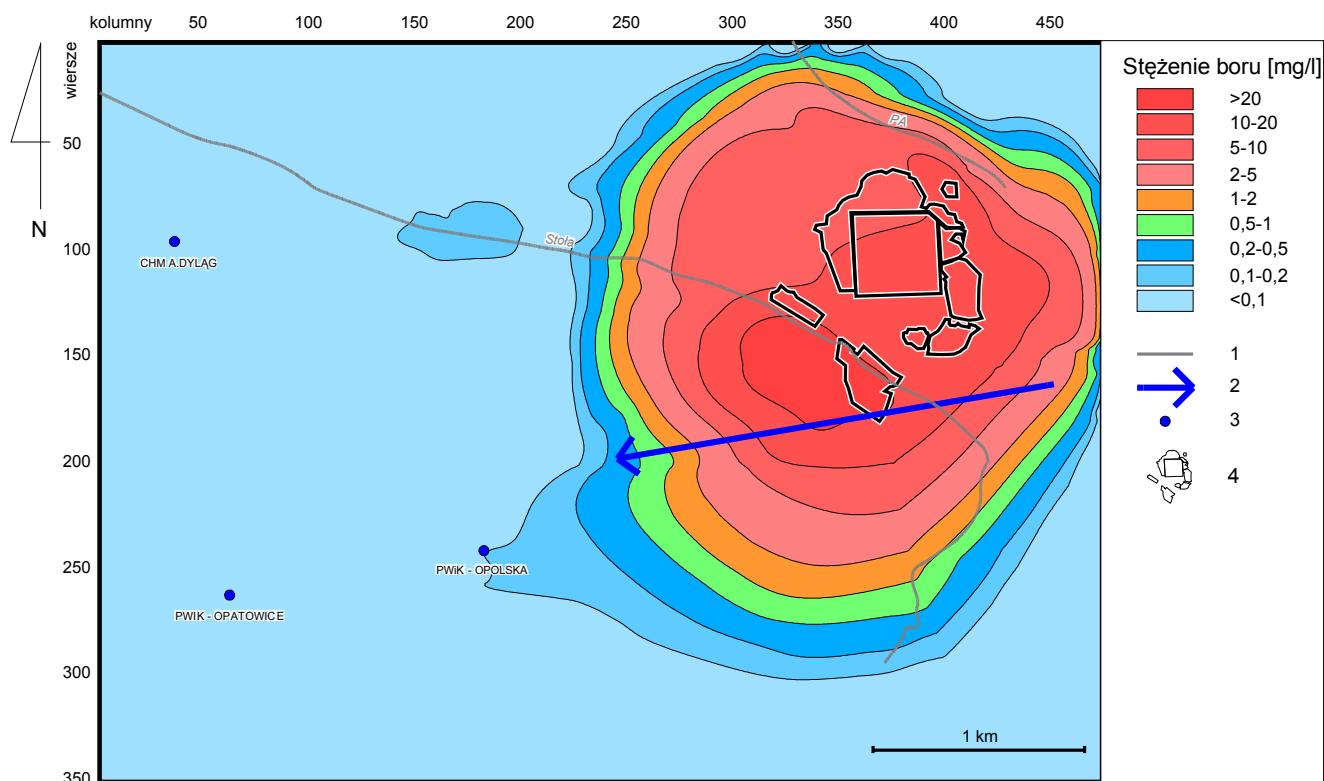
W piętrze czwartorzędowym w ciągu pierwszych 25 lat po usunięciu ogniska zanieczyszczenia (rys. 73) spodziewany jest wyraźny spadek wartości anomalnych stężeń boru (wg prognoz około pięciokrotnie – z ponad 100 do ponad 20 mg/l). Jednocześnie można oczekiwać wzrostu przestrzennego zasięgu wód zanieczyszczonych. Po upływie kolejnych 25 lat (rys. 74) spadek wartości anomalnych zanieczyszczenia nie jest już tak dynamiczny, a zasięg przestrzenny wydaje się być względnie stabilny. Prognozy na 100 – 150 lat (rys. 75 i 76) wykazują już powolne zmniejszanie się strefy wód zanieczyszczonych i dalszy spadek wartości anomalnych stężeń boru.

W piętrze triasowym prognozy wskazują przede wszystkim na wzrost zasięgu wód zanieczyszczonych po upływie 25 lat (rys. 77) bez widocznego spadku stężeń anomalnych boru. Jest to spowodowane ciągłym dopływem mocno jeszcze zanieczyszczonych wód z piętra czwartorzędowego (ten sam mechanizm powoduje wspomniany wyraźny spadek anomalii w piętrze czwartorzędowych w ciągu pierwszych 25 lat). Jednocześnie prognoza przewiduje migrację wód o podwyższonej zawartości boru w postaci dwóch oddzielnych smug:

- w kierunku ujęcia CHM A. Dyląg
- w kierunku ujęć PWiK Tarnowskie Góry: Opolska oraz Opatowice

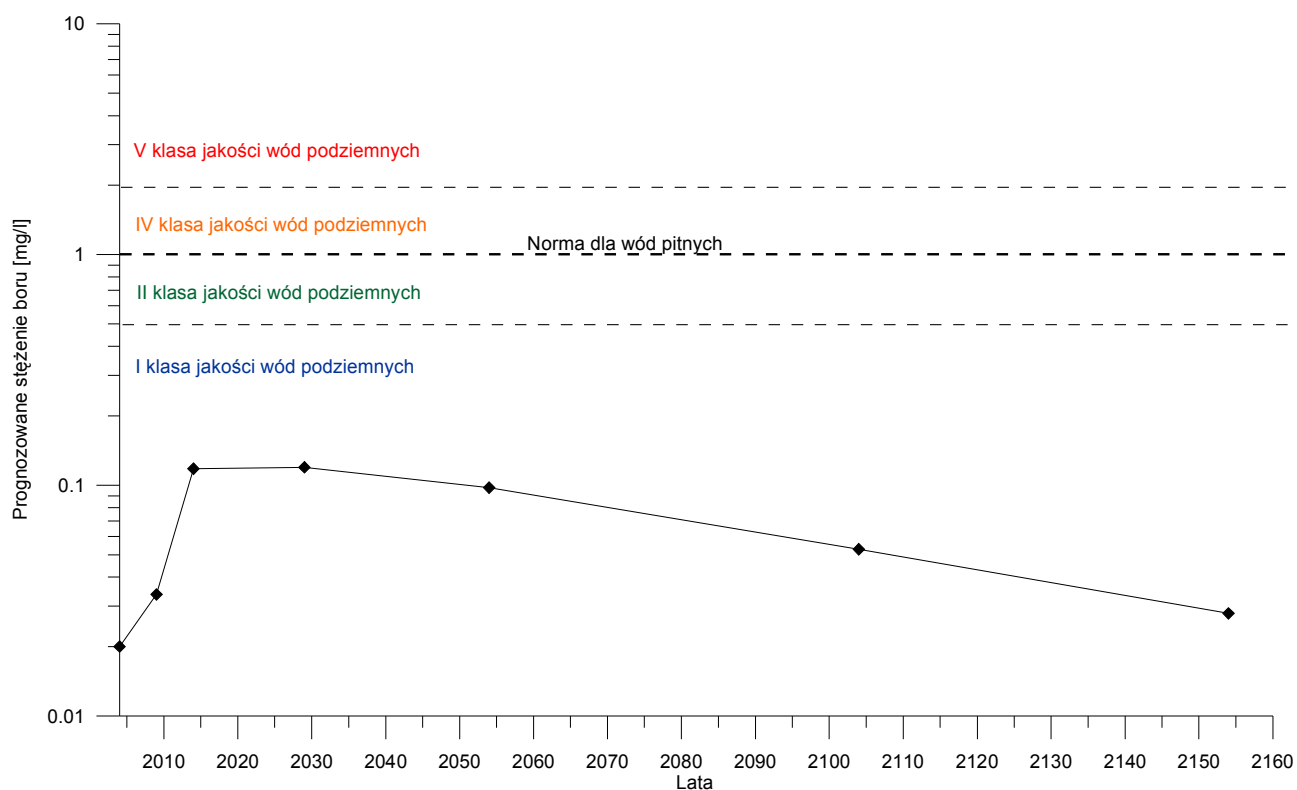


Rys. 77. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 25 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – generalny kierunek przepływu wód podziemnych piętra triasowego; 3 – studnie triasowe; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

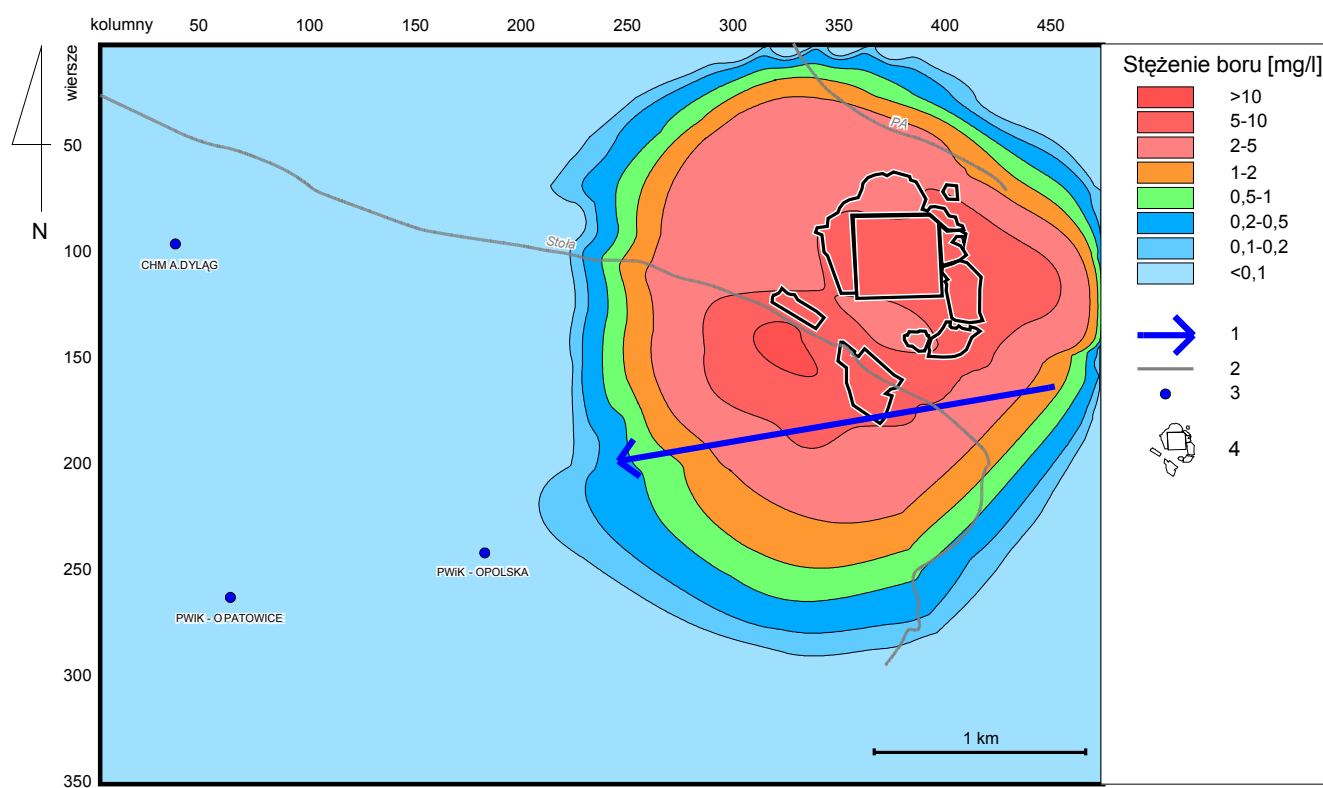


Rys. 78. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 50 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 – generalny kierunek przepływu wód podziemnych piętra triasowego; 3 – studnie triasowe.; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

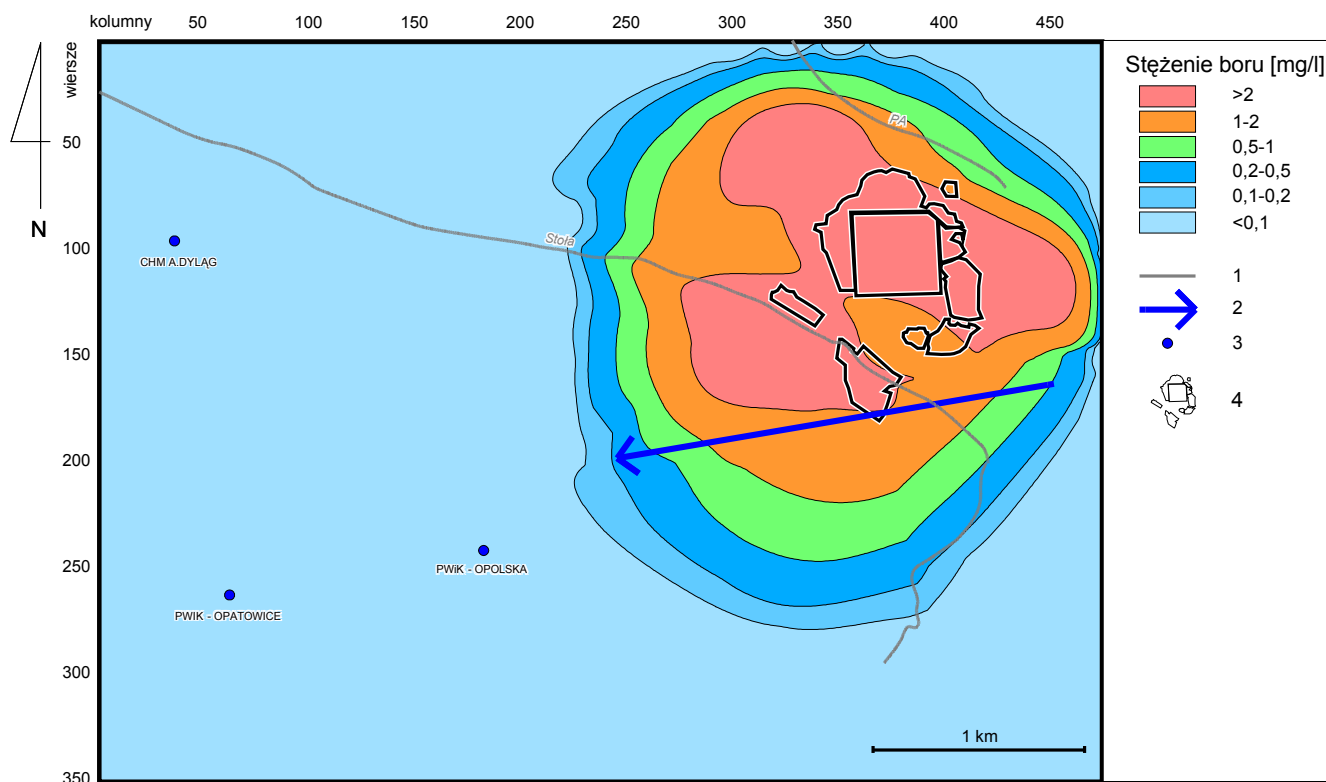
Prognozy dla ujęcia Opolska (rys. 79), użytkowanego na potrzeby zaopatrzenia w wodę miasta Tarnowskie Góry, wykazują wyraźny wzrost stężenia boru w ciągu około 10 lat, następnie stabilizację wartości, a po około 25 latach – odwrócenie trendu i bardzo powolny spadek stężenia. Jednakże przewidywane stężenia wciąż mieszczą się w I klasie czystości. Po upływie kolejnych 25 lat (rys. 78) przewidywany jest wyraźny spadek zarówno wartości anomalnych jak i zasięgu przestrzennego wód zanieczyszczonych. Prognozy na okres 100 – 150 lat po usunięciu ogniska zanieczyszczeń (rys. 80 i 81) wykazują dalszy spadek przestrzennego zasięgu oraz wartości anomalnych stężeń boru.



Rys. 79. Prognostowane stężenie boru dla ujęcia Opolska wg badań modelowych. Klasy jakości wód podziemnych wg Witczaka (2005); Norma dla wód pitnych wg (Dz.U. 2007 nr 61 poz. 417).



Rys. 80. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 100 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – generalny kierunek przepływu wód podziemnych piętra triasowego; 2 – rzeki; 3 – studnie triasowe; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.



Rys. 81. Stężenie boru dla warstwy 2 modelu po upływie 150 lat – wynik symulacji prognostycznych. 1 – rzeki; 2 –generalny kierunek przepływu wód podziemnych piętra triasowego; 3 – studnie triasowe; 4 – lokalizacja składowisk b. ZCh „Tarnowskie Góry”.

Podsumowując wyniki modelowania transportu zanieczyszczeń można stwierdzić, że pomimo usunięcia ogniska zanieczyszczeń przewiduje się długotrwałe utrzymywanie się zanieczyszczenia borem w wodach podziemnych rejonu byłych Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”. Przez pierwsze 25 lat prawdopodobny jest spadek stężeń boru w wodach piętra czwartorzędowego na skutek przenikania zanieczyszczenia do piętra triasowego, w którym stężenia anomalne powinny utrzymywać się na tym samym poziomie. Jednocześnie przewidywany jest wzrost zasięgu przestrzennego strefy wód zanieczyszczonych i wód o nieznacznie podwyższonym stężeniu boru. Dopiero po upływie około 50 lat w obydwu piętrach wodonośnych przewiduje się powolny spadek zarówno stężeń anomalnych boru jak i zasięgu strefy wód zanieczyszczonych. Ujęcia CHM A. Dyląg, PWiK Opolska oraz PWiK Opatowice znajdują się w strefie odpływu wód z rejonu składowisk. Badania prognostyczne wykazują jedynie podwyższenie w tych ujęciach stężeń boru bez przekroczenia norm dla wód pitnych. Jednakże należy zaznaczyć, że symulacje transportu zanieczyszczeń przeprowadzono przy założeniu, że ognisko zanieczyszczeń zostanie zlikwidowane w perspektywie co najwyżej kilku lat. Wymienione trzy ujęcia stanowią podstawę zaopatrzenia w wodę miasta Tarnowskie Góry, należy więc zachować szczególną ostrożność przy interpretowaniu

wyników badań, pamiętając zwłaszcza że w tak skomplikowanych warunkach hydrogeologicznych niepewność prognoz może być znacząca. Porównując wyniki symulacji transportu zanieczyszczeń przeprowadzonych w niniejszej pracy z wynikami projektu WELCOME (Krupanek i in., 2004a; 2004b) można zauważyć generalną zgodność głównych kierunków migracji boru w triasowym piętrze wodonośnym. W perspektywie roku 2030 autorzy raportu projektu WELCOME prezentują rozprzestrzenianie się boru w wodach podziemnych w postaci dwóch chmur zanieczyszczeń: na W oraz na SW (Krupanek i in., 2004a; 2004b), a więc podobnie jak w przypadku prognoz przeprowadzonych w niniejszej pracy (rys. 77). Natomiast po upływie kolejnych lat wyniki symulacji zaczynają się różnić między sobą. Według modelu prezentowanego w niniejszej pracy kilkadziesiąt lat po usunięciu ogniska zanieczyszczeń zacznie się powolny proces skracania chmury boru w triasowym piętrze wodonośnym (rys. 78 i 80). Wyniki projektu WELCOME wskazują natomiast na ciągły wzrost zasięgu zanieczyszczenia w kierunku zachodnim przynajmniej do roku 2075 (Krupanek i in., 2004a; 2004b). Niestety, w cytowanych pracach nie opisano bliżej wszystkich warunków brzegowych modelu (np.: sposobu doboru granic zewnętrznych, ich rodzaju). Nie podano również szczegółów na temat sposobu kalibracji modelu przepływu wód podziemnych (np.: nie podano ilości obserwacji użytych do kalibracji, wielkości błędów reszkowych). Utrudnia to znacznie porównywanie wyników symulacji. W każdym razie różnice w wynikach symulacji wykonywanych przez różnych autorów świadczą o dużej niepewności długoterminowych prognoz rozprzestrzeniania się boru w rejonie Tarnowskich Gór. Prognozy takie powinny być na bieżąco weryfikowane i uzupełniane w oparciu o rzeczywiste pomiary stężeń boru w strefie odpływu wód podziemnych w piętrze triasowym. W tym kontekście za bardzo niekorzystny należy uznać fakt planowanego uszczuplenia sieci LMWP b. ZCh, a w szczególności wyłączenia z niej punktów: P-14Tm, S-11, PT-3, PT-4, oraz KOEHLER. Ze względu na ochronę strategicznych zasobów wody pitnej dla miasta Tarnowskie Góry zasadne wydaje się przeprowadzanie pomiarów w wymienionych pięciu punktach przez okres najbliższych kilkudziesięciu lat. W przypadku niewystarczających funduszy na częste i pełne badania koniecznym minimum wydaje się badanie przynajmniej stężeń boru w tych punktach nie rzadziej niż raz na 2 lata.

8. Podsumowanie i wnioski

Praca opiera się na analizie danych hydrogeochemicznych z lat 1990 – 2004 pochodzących z sieci LMWP b. ZCh. „Tarnowskie Góry” oraz na własnych badaniach modelowych przepływu wód i migracji zanieczyszczeń.

Wyniki badań prowadzonych w sieci monitoringowej posłużyły do oceny trendów zmian jakości wód podziemnych w układzie przestrzennym i czasowym. Analiza taka winna opierać się na danych pochodzących z sieci monitoringowej o wysokim wskaźniku reprezentatywności. W ramach pracy za pomocą programu GWstat obliczono wskaźnik reprezentatywności przestrzennej z uwzględnieniem jej zmiennej gęstości w analizowanym okresie od 1990 do 2004. Zastosowanie programu MAROS pozwoliło na ocenę istotności poszczególnych punktów tworzących sieć monitoringową oraz wyznaczenie częstotliwości opróbowania zapewniającej reprezentatywność czasową.

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń stwierdzono, że aby zachować wystarczającą reprezentatywność sieci LMWP, żaden z punktów funkcjonujących w 2004 roku nie powinien zostać z niej usunięty. Planowane przekierunkowanie sieci LMWP jedynie w rejon nowo powstającego centralnego składowiska odpadów, chociaż zgodne z prawem, wydaje się być działaniem daleko przedwczesnym. Zrozumiałe jest dążenie do ograniczenia kosztów prowadzenia monitoringowych, jednak, warto rozważyć możliwość obniżenia częstości opróbowania niektórych wskaźników w wybranych punktach jako alternatywę dla ograniczania zasięgu przestrzennego sieci LMWP. Analiza statystyczna wskazuje bowiem na daleko poważniejszy spadek reprezentatywności sieci LMWP w przypadku usuwania z niej punktów (zmniejszanie gęstości) niż w przypadku ograniczania częstości opróbowania niektórych wskaźników.

Szczególnie niekorzystne jest planowane wyłączenie z sieci LMWP punktów leżących w strefie odpływu wód podziemnych piętra triasowego w kierunku ujęć wód pitnych stanowiących podstawę zaopatrzenia w wodę dla PWiK w Tarnowskich Górach (ujęcia: Opolska, Opatowice oraz CHM A. Dyląg). Ze względu na ochronę strategicznych zasobów wody pitnej dla miasta Tarnowskie Góry zasadne wydaje się przeprowadzanie pomiarów przynajmniej w pięciu punktach: P-14Tm, S-11, PT-3, PT-4, oraz KOEHLER przez okres najbliższych kilkudziesięciu lat. W przypadku niewystarczających funduszy na częste i pełne badania (zgodnie z przepisami prawnymi obowiązującymi w UE i w Polsce) koniecznym minimum jest badanie przynajmniej stężeń boru w tych punktach nie rzadziej niż raz na 2 lata.

Wyniki analizy zmienności przestrzennej i czasowej zanieczyszczenia w piętrze czwartorzędowym można podsumować następująco:

- Wartości median stężeń analizowanych wskaźników dla wód poza wpływem składowisk wynoszą: 0,14 mg/l dla baru, 0,3 mg/l dla boru, 0,30 mg/l dla strontu, 51 mg/l dla chlorków oraz 107,4 mg/l dla siarczanów. Z konieczności operowano jedynie medianą stężeń, co jest spowodowane znikomą ilością danych dla wód tej strefy.
- Dla wód zanieczyszczonych w strefie ogniskowej wyznaczono następujące zakresy tła hydrogeochemicznego: 0,03 – 0,05 mg/l dla baru, 146,1 – 211,6 mg/l dla boru, 0,81 – 1,21 mg/l dla strontu, 5,1 – 12,7 mg/l dla chlorków oraz 575 – 755 mg/l dla siarczanów. Zwraca uwagę przede wszystkim znaczny wzrost stężeń boru (około 3,5 rzędu wielkości różnicy w stosunku do wód czystych)
- Statystycznie istotny trend wzrostowy stężenia za pomocą programu GWstat stwierdzono jedynie w przypadku siarczanów w strefie ogniskowej. W tej samej strefie w przypadku strontu zanotowano odwrócenie trendu wzrostowego na spadkowy od roku 2001. Trudno dowieść związku wspomnianego odwrócenia z rozpoczęciem w 2000 r. budowy centralnego składowiska odpadów, biorąc pod uwagę wspomniany ciągły trend wzrostowy siarczanów. W strefie odpływu wód podziemnych dominuje trend spadkowy, notowany w przypadku baru strontu i siarczanów. Dla pozostałych wskaźników nie stwierdzono statystycznie istotnych trendów zmienności czasowej.
- Nie stwierdzono trendu wzrostowego rozpuszczonej masy zanieczyszczenia w przypadku żadnego ze wskaźników (badania prowadzono programem MAROS). Można wnioskować, że strefa aeracji nie dostarcza już na tyle istotnych ilości substancji zanieczyszczających do piętra czwartorzędowego, aby zwiększała się ich całkowita masa rozpuszczona w wodach podziemnych tego piętra.
- Zanieczyszczenie borem powoduje znaczną degradację jakości wód, a także dotyczy największego obszaru wód piętra czwartorzędowego. Widoczna jest przewaga V klasy jakości wód podziemnych we wszystkich analizowanych latach, bez wyraźnych różnic pomiędzy poszczególnymi latami (1995, 1999, i 2004). Klasa V dominuje zwłaszcza w przypadku strefy ogniskowej, gdzie zanotowano słaby stan chemiczny we wszystkich analizowanych latach

Wyniki analizy zmienności przestrzennej i czasowej zanieczyszczenia w piętrze triasowym można podsumować następująco:

- Dla wód strefy napływu stwierdzono stabilny skład chemiczny i wyznaczono następujące zakresy tła hydrogeochemicznego: 0,08 – 0,10 mg/l dla baru, 0,03 – 0,10 mg/l dla boru, 0,49 – 0,60 mg/l dla strontu, 12,4 – 17,3 mg/l dla chlorków oraz 59,1 – 71,6 mg/l dla siarczanów.
- Dla wód zanieczyszczonych w strefie ogniskowej wyznaczono następujące zakresy tła hydrogeochemicznego: 0,07 – 0,59 mg/l dla baru, 44,5 – 115,8 mg/l dla boru, 0,67 – 1,61 mg/l dla strontu, 152,8 – 296,8 mg/l dla chlorków oraz 101,8 – 637,5 mg/l dla siarczanów. Podobnie jak dla piętra czwartorzędowego uwagę zwraca przede wszystkim znaczny wzrost stężeń boru (około 3 rzędy wielkości różnicy w stosunku do wód czystych)
- Analizując wyniki analizy trendów przeprowadzonej programem GWstat nie stwierdzono statystycznie istotnego trendu wzrostowego w żadnym analizowanym punkcie sieci LMWP dla żadnego z analizowanych wskaźników zanieczyszczenia. W strefie ogniskowej piętra triasowego stwierdzono za to trend spadkowy wszystkich analizowanych wskaźników. Odwrócenie trendu stężenia boru i siarczanów w roku 1996-97 nastąpiło przed rozpoczęciem budowy centralnego składowiska odpadów (w roku 2000), więc trudno ustalić przyczyny tego zjawiska. W strefie odpływu również notowano trendy spadkowe stężeń chlorków oraz siarczanów. Dla pozostałych wskaźników nie stwierdzono statystycznie istotnych trendów zmienności czasowej.
- Z kolei obliczenia wykonane programem MAROS wskazują, że całkowita masa zanieczyszczenia rozpuszczonego w piętrze triasowym wzrasta w przypadku większości wskaźników (bar, stront, chlorki, siarczany). Można więc wnioskować, że chociaż z powodu rozplywu zanieczyszczeń stężenia wskaźników w piętrze triasowym spadają, to jednak całkowita masa zanieczyszczenia obecnego w wodach tego piętra wciąż jeszcze rośnie na skutek przenikania z piętra czwartorzędowego.
- Zmienność zanieczyszczenia w czasie w piętrze triasowym jest niewielka w porównaniu do zmienności pomiędzy strefami w poszczególnych latach. Wyraźne są jednak różnice w jakości wód pomiędzy strefą ogniskową, gdzie we wszystkich latach dominuje klasa V, a strefą odpływu, gdzie dominują klasy I-III. W przypadku strefy ogniskowej stwierdzono słaby stan chemiczny w strefie ogniskowej

we wszystkich analizowanych latach, natomiast w strefie odpływu zanotowano dobry stan chemiczny we wszystkich analizowanych latach.

Wszystkie przeprowadzone analizy danych z sieci LMWP potwierdzają szczególną istotność boru jako wskaźnika zanieczyszczenia. Parametr ten w zasadzie decyduje o stanie chemicznym wód podziemnych, występując w strefie ogniskowej obydwu pięter w stężeniach przewyższających o ponad 3 rzędy poziom tła hydrogeochemicznego dla wód czystych. Górna granica tła dla boru w strefie ogniskowej osiąga 211,6 mg/l dla piętra czwartorzędowego oraz 115,8 mg/l dla piętra triasowego przy wartościach dla tła na poziomie 0,03 – 0,3 mg/l oraz wartości normatywnej dla III klasy jakości wód podziemnych (wody średniej jakości) na poziomie 1 mg/l. Przekroczenia te nie ograniczając się do pojedynczych anomalii, ale dotyczą w zasadzie całej strefy ogniskowej. Biorąc dodatkowo pod uwagę pewną unikalność jeśli idzie o zanieczyszczenie wód podziemnych borem, a co za tym idzie łatwą identyfikację jego podwyższonych stężeń, można uznać bor jako podstawowy wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonie byłych. Z.Ch. „Tarnowskie Góry”

Do roku 2004 nie zaobserwowano przekonujących dowodów na pozytywny wpływ rozpoczęcia w roku 2000 likwidacji starych składowisk i przenoszenia odpadów na nowe centralne składowisko odpadów. Ten fakt nie dziwi, gdy weźmie się pod uwagę, że 4 lata nie stanowią znacząco długiego okresu w odniesieniu do generalnie długotrwałego procesu wymiany wód w warstwie wodonośnej. Poza tym budowa CSO wciąż nie jest zakończona, a przenoszenie odpadów na nowe składowisko trwa stopniowo. Z drugiej strony nie stwierdzono takich trendów wzrostu zanieczyszczenia wód podziemnych barem, borem, strontem, chlorkami czy siarczanami, które mogłyby skutkować eskalacją problemu w perspektywie najbliższych kilku lat.

Na podstawie przeprowadzonych badań modelowych stwierdzono, że:

- W najbardziej prawdopodobnym wariacie (wariant podstawowy modelu) wody piętra triasowego będą odpływać z rejonu składowisk w kierunku SW oraz W; zagrożone mogą zostać działające ujęcia: PWiK Opolska, CHM A. Dyląg, PWiK Opatowie, Centrum Rehabilitacyjne Repty oraz GPW Miedary; chociaż wymienione ujęcia leżą na skraju przypuszczalnej strefy odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk.
- Dział wód przebiegający teoretycznie wzdłuż granicy triasowych GZWP zaznacza się jedynie w wariacie dla warunków *quasi*-naturalnych, co oznaczałoby „wyłączenie” oddziaływania drenującego sztolni. Takie „wyłączenie” już wydrążonych sztolni wydaje się w przypadku rejonu Tarnowskich Gór nierealne, można więc stwierdzić,

że dział wód pomiędzy GZWP 327 a GZWP 330 mógł zaznaczać się jedynie w przeszłości, przed wydrążeniem w XIX w systemu sztolni byłej kopalni „Fryderyk”. Obecnie dział wód przebiega na północ od rejonu b. Zch. „Tarnowskie Góry”, a więc strefa odpływu wód podziemnych z rejonu składowisk sięga obydwu triasowych GZWP: 327 Lubliniec-Myszków (na obszarze którego leżą składowiska) oraz 330 Gliwice (w kierunku którego zachodzi migracja wód podziemnych z rejonu składowisk)

- Likwidacja ogniska zanieczyszczeń poprzez przeniesienie odpadów na nowe centralne składowisko spowoduje pozytywne efekty, które jednak będą zauważalne z dużym opóźnieniem. Na podstawie wyników prognostycznych badań modelowych można przypuszczać, że:
 - Dla piętra czwartorzędowego już przez pierwsze 25 lat prawdopodobny jest spadek anomalnych stężeń boru w wodach piętra czwartorzędowego na skutek przenikania zanieczyszczenia do piętra triasowego, jednak jednocześnie przewidywany jest wzrost zasięgu przestrzennego strefy wód zanieczyszczonych i wód o nieznacznie podwyższonym stężeniu boru
 - Dla piętra triasowego dopiero po upływie około 25 lat w strefie odpływu wód oraz około 50 lat w strefie ogniskowej przewiduje się powolny spadek stężeń boru. Jednocześnie po upływie około 25 lat przewidywany jest wzrost zasięgu przestrzennego strefy wód zanieczyszczonych i znaczny wzrost zasięgu wód o nieznacznie podwyższonym stężeniu boru.
- Ujęcia CHM A. Dyląg, PWiK Opolska oraz PWiK Opatowice znajdują się w strefie odpływu wód z rejonu składowisk w odległości kilku kilometrów od ogniska zanieczyszczeń. Badania prognostyczne wykazują jedynie możliwość podwyższenia w tych ujęciach stężeń boru, bez przekroczenia wartości progowych dla wód pitnych. Jednakże należy zaznaczyć, że symulacje transportu zanieczyszczeń przeprowadzono przy założeniu, że ognisko zanieczyszczeń zostanie zlikwidowane w perspektywie co najwyżej kilku lat. Wymienione trzy ujęcia stanowią podstawę zaopatrzenia w wodę miasta Tarnowskie Góry, należy więc zachować szczególną ostrożność przy interpretowaniu wyników badań, pamiętając że w przypadku skomplikowanych warunków hydrogeologicznych (a takie występują w rejonie Tarnowskich Gór) niepewność prognoz może być znacząca.

Literatura

- AFCEE, 1997, Long-Term Monitoring Optimization Guide - Version 1.1, HQ Air Force Center for Environmental Excellence, Consultant Operations Division, Brooks Air Force Base, TX.
- Anderson, M.P., Woessner W. W., 1992 - Applied Groundwater Modeling, Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press, San Diego, USA.
- Aniszczuk M., Dubaj-Nawrot J., 1997 – Dokumentacja badań geologicznych i monitorowania wpływu zwałowisk odpadów przemysłowych na jakość wód podziemnych. Obszar I Tarnowskie Góry – Bibiela. W: Badania zwałowisk mineralnych odpadów przemysłowych w woj. katowickim. Archiwum Ministerstwa Środowiska, Warszawa.
- ASTM, 1995 - Standard Guide for Subsurface Flow and Transport Modeling, ASTM Publication D5880-95.
- Aziz J.J., Newell C.J, Ling M., Rifai H.S., Gonzales J.R., 2004 - Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS) Software Version 2.1 Users Guide. U.S. Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks AFB, Texas. <http://www.gsi-net.com>
- Chiang W. H., Kinzelbach W., 2001 - 3D-Groundwater Modeling with PMWIN. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- CITEC S.A., EKOLOG Systems sp. z o.o., 1999 – Centralne składowisko odpadów wraz z rekultywacją terenów skażonych. Projekt podstawowy. Archiwum Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Likwidacji, Tarnowskie Góry.
- Doherty J., 2003 – PEST-2000: Corinda, Australia, Watermark Computig. <http://www.sspa.com/PEST/index.html>
- Dowgiałło J., Kleczkowski A.S., Macioszczyk T., Rózkowski A. (red.) , 2002 – Słownik hydrogeologiczny wyd. II. PIG, Warszawa.
- Drobek L., 2003 – Wyniki monitoringu wód powierzchniowych pobranych w rejonie Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w likwidacji w Tarnowskich Górach. Sprawozdania: 02/Wp/2002 – 12/Wp/2002, za luty – grudzień 2002. Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
- Dutkowiak A., Woźnica J., Pluta K., 2004 – Monitoring środowiska w rejonie Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Tarnowskich Górach w likwidacji. Sprawozdanie z wykonanych w 2003 roku badań monitoringowych wód podziemnych, wód powierzchniowych, powietrza, gleby, opadów atmosferycznych i hałasu. OBiKŚ, Katowice.

- Dutkowiak A., Malkowska B., Dziach-Meyer J., Socha S., Skarwojska A., 2005 - Monitoring środowiska w rejonie Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Tarnowskich Górach w likwidacji. Sprawozdanie z wykonanych w 2004 roku badań monitoringowych wód podziemnych, wód powierzchniowych, powietrza, gleby, opadów atmosferycznych i hałasu. OBiKŚ, Katowice.
- DWP, 2006 – Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu.
- DVWK, 1992 - Entnahme und Untersuchungs umfang von Grundwasser proben. Hamburg, P.Parey.DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft H.128, 36s. Hamburg
- Dz. U. z 1998 r., nr 145, poz. 942 - Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 21 października 1998 r. w sprawie szczegółowych zasad usuwania, wykorzystywania i unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych.
- Dz. U. z 2002 r., nr 203, poz. 1718 - Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
- Dz. U. Nr 32 poz. 284 z 2004r Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód.
- Dziuk M., Kowalczyk A., Kropka J., Korona W., Siwy K., 1997 – Dokumentacja hydrogeologiczna dyspozycyjnych zasobów wód podziemnych regionu traisu gliwickiego (GZWP Gliwice nr 330). Częstochowskie Przedsiębiorstwo Geologiczne spółka z o. o., Częstochowa.
- Dziuk M., Siwy – Będkowska K., Będkowski Z., 1999 – Dokumentacja hydrogeologiczna zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych z utworów serii węglanowej triasu w rejonie Lubliniec – Myszków. Częstochowskie Przedsiębiorstwo Geologiczne spółka z o. o., Częstochowa.
- Freyberg, D. L. (1986). "A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer 2. Spatial moments and the advection and dispersion of non-reactive tracers." *Water Resources Research* 22(13): 2031-2046.
- Frolik A., Gzyl G., Kura K., 2004 – Simple 1D MODFLOW model for part of mine in closure in Silesia, Poland. *Proceedings of the Symposium: Mine Water 2004 – Process, Policy and Progress*, vol. 2, str. 247-250, Newcastle, Wielka Brytania.

- Gilbert R. O., 1987 - Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring, Van Nostrand Reinhold, New York, NY, ISBN 0-442-23050-8.
- Goliasz A., Kryza A., Motyka J., Szuwarzyński M., 1993 – Charakterystyka hydrogeologiczna sieci szczelin i kawern w węglanowych skałach triasowych z okolic Chrzanowa. Kras i speleologia, 7 (XVI), s. 31 - 42
- Górnik M., Bielewicz R., 1999 – Projekt prac geologicznych dla uzupełnienia sieci piezometrów monitoringu wód podziemnych na obszarze oddziaływania Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Likwidacji. Katowickie Przedsiębiorstwo Geologiczne, Katowice
- Górzyński Z., 1963 – Metodyka i wstępne wyniki poszukiwań surowców gliniastych na Górnym Śląsku. Prz. Geol., 11(128), Warszawa.
- Grath J. Scheidleder A., Uhlig S., Weber K., Kralik M., Keimel T., Gruber S., 2001 – The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results. Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00, European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794), in kind contributions by project partners. Vienna; www.wfdgw.net
- Gzyl G., Łuszcz M., 2001 – Analiza spękań w wapieniach dewonu środkowego i górnego w kamieniołomach „Kadzielnia” i „Trzuskawica” w aspekcie oceny ich wpływu na zasilanie zbiornika wód podziemnych. Praca dyplomowa AGH, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Kraków.
- Gzyl G., Łuszcz M., Rzonca B., 2001 – Charakter wypełnień form krasowych w kamieniołomach "Trzuskawica" i "Kadzielnia" w rejonie Kielc. W: Współczesne Problemy Hydrogeologii, t. X, cz. 2. Wrocław: 487-492.
- Gzyl G., Łuszcz M., Rzonca B., 2001 – Wpływ wypełnionych form krasowych na parametry filtracyjne dewońskich skał węglanowych w okolicy Kielc (Góry Świętokrzyskie) - wyniki wstępne. W: Współczesne Problemy Hydrogeologii, t. X, cz. 1. Wrocław: 19-24.
- Gzyl G., Frolik A., 2005 – Modelling boundary pillar filtration in systems of pumped abandoned mines. Proceedings of 9th IMWA Congress, Oviedo, Hiszpania.
- Haładus A., Kulma R., 2004 - Badania modelowe zmian stosunków wodnych w warunkach likwidacji górnictwa rud cynku i ołowiu w rejonie olkuskim. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 20 z. 2 s. 89–107.

- Harbaugh, A.W., McDonald, M.G., 1996a – User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Open-File Report 96-485, 56 p.
- Harbaugh, A.W., McDonald, M.G., 1996b – Programmer's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Open-File Report 96-486, 220 p.
- Hill, M. C., 1998 – Methods and guidelines for effective model calibration: U. S. Geological Survey Water-Resource Investigation Report 98-4005.
<http://pubs.water.usgs.gov/wri984005>
- Hollander, M. and Wolfe, D.A., 1973, *Nonparametric Statistical Methods*, Wiley, New York, NY.
- Jura D., 2001 – Morfotektonika i ewolucja różnowiekowej niezgodności w stropie karbonu GZW. UŚ, Katowice.
- Kania J., 2002 – Wpływ likwidacji kopalń odkrywkowych siarki na zmiany stosunków wodnych w ich otoczeniu. Warszawa, Biul. PIG 403: 5-61.
- Kazimierski B. i Macioszczyk T., 1996 – Dokumentacja zasobów dyspozycyjnych W: Paczyński B., Macioszczyk T., Kazimierski B., Mitrega J.: Ustalanie dyspozycyjnych zasobów wód podziemnych. Poradnik metodyczny MOŚZNiL, Warszawa, str. 26-59.
- Kleczkowski A.S., 1987 – Regionalizacja słodkich wód podziemnych Polski w zmodyfikowanym ujęciu. W: Mat. IV Ogóln. Symp.: Aktualne problemy hydrogeologii. Gdańsk.
- Kleczkowski A. S.(red.), 1990 – Mapa obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony 1:500 000. CPBP 04.10., Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego.
- Kondracki J., 2000 – Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Korcz M., Bronder J., Cofalka P., Szdżuj J., Słowikowski D., Długosz J., Owczarska I., Wadelik A., 2003 – Groundwater Contamination of the Tarnowskie Góry Megasite. In: Prokop G., M. Bittens, P.Cofalka, K.E. Roehl, M. Schamann and P. Younger (eds): Summary of the report of the 1st IMAGE-TRAIN Advanced study course: "Innovative Groundwater Management Technologies", Tubinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), C68, pp. 45-63.
- Korcz M., Szdżuj J., Bronder J., Słowikowski D., Długosz J., Kowalczyk A., Witkowski A., Rubin K., Rózkowski A., Wróbel J., Grabala D., Treichel W., Ratman-Kłosińska I., Cyrana-Szram M., 2004 - GIS description, part II – Model investigation of main

- groundwater basins: MGB Lubliniec – Myszków (327) and MGB Gliwice (330)
W: Szdżuj J. (red.) Metal mining & processing area Case Tarnowskie Góry, Poland;
Report of 5 FP project WELCOME (project No: EVK-2001-00132).
<http://www.euwelcome.nl/>.
- Kotlicka G. N. i Kotlicki S., 1977 – Mapa geologiczna Polski 1:200 000; A- Mapa utworów powierzchniowych, arkusz Gliwice. Wydawnictwa Geologiczne.
- Kotlicki S., 1977 – Mapa geologiczna Polski 1:200 000; B- Mapa bez utworów czwartorzędowych, arkusz Gliwice. Wydawnictwa Geologiczne.
- Kowalczyk A., 2003 – Formowanie się zasobów wód podziemnych w utworach węglanowych triasu śląsko-krakowskiego w warunkach antropopresji. UŚ, Katowice.
- Kowalczyk A., 2005 – Wpływ urbanizacji i przemysłu na przekształcenia warunków hydrogeologicznych triasu śląsko-krakowskiego. Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, Tom 2, Uniwersytet Śląski, Sosnowiec.
- Kowalczyk A., Kropka J., Rózkowski A., Rubin K., 1996 – Rozpoznanie, zagospodarowanie i zasoby wód podziemnych wybranych zbiorników triasu górnośląskiego. Prz. Geol., vol 44, nr 8.str: 827-833.
- Kowalczyk A., Kropka J., Rubin H., Rubin K., 1997 – Zasoby wód podziemnych zbiornika triasowego (GZWP) Gliwice na podstawie badań modelowych. Współczesne problemy hydrogeologii. T. 8 : VIII sympozjum : Poznań-Kiekrz 4-6 września 1997, red. Józef Górski, Ewa Liszkowska. Wrocław, WIND.
- Kowalczyk A., Lewandowski J., Rubin K., Witkowski A.J, Wojtal G., Wróbel J., 2003 – Badania symulacyjne migracji zanieczyszczeń w rejonie Tarnowskich Gór. ZBU „INTERGEO”, (Praca niepublikowana). Sosnowiec.
- Kowalczyk A., Kropka J., Rubin H., Rubin K., 2004 – Guide to conference field trip. International conference on “Groundwater vulnerability, assessment and mapping”, Ustroń.
- Kowalczyk A., Rubin K., Treichel W., Grabala D., Wojtal G., Wróbel J., 1999 – Badania modelowe dla oceny zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych GZWP Lubliniec – Myszków. W: Dziuk M., Siwy – Będkowska K., Będkowski Z., 1999 – Dokumentacja hydrogeologiczna zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych z utworów serii węglanowej triasu w rejonie Lubliniec – Myszków. Częstochowskie Przedsiębiorstwo Geologiczne spółka z o. o., Częstochowa.
- Kowalczyk A., Rubin H., Rubin K., Lewandowski J., Bardziński W., 2002a – Kształtowanie się warunków hydrogeologicznych szczelinowo-krasowego kompleksu wodonośnego triasu w rejonie Tarnowskich Gór. Biul. Państ. Inst. Geol., 404.

- Kowalczyk A., Rubin K., Treichel W., Wróbel J., 2002b – Odnawialność wód podziemnych szczelinowo-krasowego zbiornika Lubliniec-Myszków w świetle badań modelowych. Biul. Państ. Inst. Geol., 404.
- Kowalczyk A., Witkowski A. J., 2003 – Ilościowo-jakościowe zmiany zasobów wód podziemnych triasu śląsko-krakowskiego. Współczesne problemy hydrogeologii, Tom XI, cz. 2, str: 461 – 468, Gdańsk.
- Krajewski S., Motyka J., 1999 – Model sieci hydraulicznej w skałach węglanowych w Polsce. Biul. Pan. Inst. Geol., 388, str: 115 – 138.
- Krupanek J., Janikowski R., Kowalczyk A., Rubin H., Rubin K., Szdzuj J., Bronder J., Korcz M., Słowikowski D., Witkowski A., 2004a Option driven rehabilitation scenarios, technical feasibility tests and technical designs W: Szdzuj J. (red.) Metal mining & processing area Case Tarnowskie Góry, Poland; Report of 5 FP project WELCOME (project No: EVK-2001-00132). <http://www.euwelcome.nl/>.
- Krupanek J., Bronder J., Janikowski R., Michaliszyn B., Słowikowski D., Szdzuj J., 2004b - Cost-efficient management scenarios and selection of final IMS W: Szdzuj J. (red.) Metal mining & processing area Case Tarnowskie Góry, Poland; Report of 5 FP project WELCOME (project No: EVK-2001-00132). <http://www.euwelcome.nl/>.
- Kulma R., 1995 – Podstawy obliczeń filtracji wód podziemnych. ISSN 0239-6114 Wydawnictwo AGH, Kraków.
- Lewandowski J., Ciesielczuk J., 1997 – Przyczynek do poznania regolitów krasowych Wyżyny Śląskiej. Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego nr 1644. Geologia, t.14, Katowice.
- Ling M., Rifai H.S., 2004 – Data sufficiency analysis W: Aziz J.J., Newell C.J, Ling M., Rifai H.S., Gonzales J.R.. Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS) Software Version 2.1 Users Guide. U.S. Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks AFB, Texas. <http://www.gsi-net.com>
- Łukaczyński I., Musiał T., 2004 – Projekt prac geologicznych w celu sporządzenia dokumentacji ustalających zasoby eksploatacyjne ujęć PWiK Tarnowski Góry: ujęcia nr III przy ul. Opolskiej, ujęcia Opatowice, ujęcia S-3 Prefabet i ujęcia Pniowiec. Nowe Przedsiębiorstwo Geologiczne, Częstochowa.
- Mace, R. E. et al., 1997, Extent, Mass, and Duration of Hydrocarbon Plumes from Leaking Petroleum Storage Tank Sites in Texas, University of Texas at Austin and TNRCC.
- Macioszczyk T., Kazimierski B., 1990 – Zasady budowy modeli systemów hydrogeologicznych dla oceny zasobów dyspozycyjnych i symulacji regionalnego ich

- zagospodarowania. Publ. CPBP 04.10 Ochrona i Kształtowanie Środowiska Przyrodniczego, z. 53. Wyd. SGGW-AR, Warszawa.
- Malina G., Krupanek J., Rijnaarts H.H.N., 2005 – Zarządzanie jakością wód podziemnych w rejonie byłych Zakładów Chemicznych w tarnowskich Górach w oparciu o analizę ryzyka. Współczesne problemy hydrogeologii, Tom XII, Toruń 6-9 wrzesień 2005.
- Mizerski W., 2005 – Tabela stratygraficzna rekomendowana przez Międzynarodową Komisję Stratygraficzną. Prz. Geol., vol. 53, nr 2, str: 96.
- Mojski J. E., 1993 – Europa w plejstocenie. Ewolucja środowiska przyrodniczego. Polska Agencja Ekologiczna, Warszawa.
- Moszny J., 2003 – Rola i znaczenie sztolni odwadniających w górnictwie tarnogórskim. W: Materiały Sympozjum „45 lat działalności Sztolni „Czarnego Pstrąga” w Tarnowskich Górach”, str.25-39. Wydawca: Stowarzyszenie Miłośników Ziemi Tarnogórskiej, Tarnowskie Góry.
- Motyka J., Pulido – Bosch A., Pulina M., 1993 – Wybrane problemy hydrologii i hydrogeologii krasowej w skałach węglanowych. Kras i Speologia, prace naukowe Uniwersytetu Śląskiego 1334, Katowice.
- Motyka J., Zuber A., 1993 – Parametry szczelin a współczynnik filtracji skał szczelinowatych. W: Współczesne problemy hydrogeologii, str: 421 – 425, Wrocław.
- Muttoni G., Kent D. V., Meco S., Balini M., Nicora A., Rettori R., Gaetani M., Krystyn L., 1998 – Towards a better definition of the Middle Triassic magnetostratigraphy and biostratigraphy in the tethyan realm. Earth planet. Sc. Lett., 164, str: 285-302.
- Nawrocki J., Szulc J., 2000 – skala magnetostratygraficzna dla utworów retu i wapienia muszlowego ze Śląska i północnej części Gór Świętokrzyskich. Prz. Geol., vol. 48, nr 3, str: 236-238.
- NFESC, 2000, Guide to Optimal Groundwater Monitoring - Interim Final, Naval Facilities Engineering Service Center, Port Hueneme, California.
- Paczyński B. (red.), Jezierski H., Mitreğa J., Płochniewski Z., Skrzypczyk L., Wodzińska I., 1995 – Atlas hydrogeologiczny Polski 1: 500 000. Część I. Systemy zwykłych wód podziemnych. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Pazdro Z., 1983 – Hydrogeologia ogólna. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Poeter E. P., Hill M., C., 1998 – Documentation of UCODE, A computer code for universal inverse modeling: U. S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4080. <http://pubs.water.usgs.gov/wri984080>
- Pollock D., 1994 – User's Guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, Version 3: A particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U. S. Geological Survey finite-

- difference ground-water flow model U. S. GEOLOGICAL SURVEY Open-File Report 94-464
- Rada Ministrów, 2000 - II Polityka Ekologiczna Państwa, Warszawa
- Rada Ministrów, 2002 - Polityka ekologiczna państwa na lata 2003-2006 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2007-2010 opracowana przez Radę Ministrów i przyjęta uchwałą Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 8 maja 2003r. Monitor Polski Nr 33, poz. 433, 2002.
- Ramsey M. H., Thomson M., Hale M., 1992 – Objective evaluation of precision requirements for geochemical analysis using robust analysis of variance. J. Geochem. Expolr, 44.
- RDW, 2000 - DYREKTYWA 2000/60/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- Rice, D. W. et al., 1995, California Leaking Underground Fuel Tank (LUFT) Historical Analyses, UCRL-AR-122207, California State Water Resources Control Board.
- Ridley, M. N., Johnson V.M, Tuckfield R.C, 1995 – Cost-Effective Sampling of Groundwater Monitoring Wells, the Regents of UC/LLNL, Lawrence Livermore National Laboratory. <http://www.llnl.gov/library/>
- Rózkowski A., Kowalczyk A., Witkowski A., 1996 – Występowanie, zasoby i użytkowanie zwykłych wód podziemnych w zlewni górnej Odry i górnej Wisły w zasięgu województwa katowickiego i bielskiego. Prz. Geol., vol 44, nr 8.str: 834-839.
- Rózkowski A., Chmura A., Siemiński A., 1997 – Użytkowe wody podziemne Górnośląskiego Zagłębia Węglowego i jego obrzeżenia. Pr. Państw. Inst. Geol. T.159, 152 s. il. tabl. bibliogr. summ.
- Rózkowski A., Chmura A. (red.), 1996 – Mapa dynamiki zwykłych wód podziemnych Górnośląskiego Zagłębia Węglowego i jego obrzeżenia. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Rubin H., 1997 – Anomalie hydrochemiczne w wodach podziemnych w rejonie składowisk Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach. Współczesne problemy hydrogeologii. T. 8 : VIII sympozjum : Poznań-Kiekrz 4-6 września 1997, red. Józef Górski, Ewa Liszkowska. Wrocław, WIND.
- Rubin H., 1999 – Zastosowanie testów wymywalności zanieczyszczeń z odpadów do oceny zagrożenia wód podziemnych w rejonie składowisk Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry”. Pr. doktorska. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Rubin H., Rubin K., Witkowski A., Wojtal G., 2002 – Projekt prac geologicznych na wykonanie reorganizacji sieci piezometrów dla monitorowania wód podziemnych

- w obszarze oddziaływania Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Tarnowskich Górach w Likwidacji wraz z elementami operatu wodno – prawnego dla projektowanych nowych otworów piezometrycznych uwzględniający opinię Państwowej Służby Hydrogeologicznej. Archiwum Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Likwidacji, Tarnowskie Góry.
- Rubin H., Witkowski A., 2003 – Wpływ składowania odpadów z zakładów chemicznych w Tarnowskich Górach na wody podziemne w świetle wyników badań monitoringowych. Współczesne problemy hydrogeologii, Tom XI, cz. 2, str: 461 – 468, Gdańsk.
- Rubin H, Samborska K., 2005 – Zastosowanie modelowania hydrogeochemicznego do oceny mieszania się antropogenicznie zanieczyszczonych wód podziemnych na przykładzie rejonu składowisk Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach. Współczesne problemy hydrogeologii, Tom XII, Toruń 6-9 wrzesień 2005.
- Rubin K., 1992 – Zmiany chemizmu wód podziemnych serii węglanowej triasu śląsko – krakowskiego (Zbiornik Lubliniec – Myszków) w warunkach aktywnej antropopresji. Pr. doktorska. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Rubin K., Kowalczyk A., Rubin H., 1997 – Badania modelowe dla określenia warunków krążenia wód podziemnych oraz chemizm i jakość wód serii węglanowej triasu w rejonie Tarnowskich Gór. Arch. ZBU „Intergeo”, Sosnowiec.
- Rubin K., Rubin H., Kowalczyk A., 1999 – Zagrożenie jakości wód podziemnych serii węglanowej triasu w rejonie Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach. Współczesne problemy hydrogeologii. T. 9 : Hydrogeologia na przełomie wieków: Warszawa-Kielce 15-17 września 1999, red. Stefan Krajewski, Andrzej Sadurski; Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa, PIG.
- Rzonca B., 2001 – Hydrogeologiczne własności węglanowych skał dewońskich w regionie świętokrzyskim. Pr. doktorska, Biblioteka Główna AGH, Kraków.
- Sejmik Województwa Śląskiego, 2000 - Strategia rozwoju województwa Śląskiego na lata 2000- 2015. Uchwała nr I/24/1/2000 z dnia 25 września 2000.
- Sejmik Województwa Śląskiego, 2002 - Program ochrony środowiska województwa śląskiego do 2004 roku oraz cele długoterminowe do roku 2015. Uchwała nr I/49/12/2002 z dnia 15 kwietnia 2002.
- Senkowiczowa H., 1997 – Trias dolny (pstry piaskowiec). Biostratygrafia. W: epikontynentalny perm i mezozoik w Polsce. Pr. Państw. Inst. Geol., 153, str: 84-111.

- Siwek P., 1999 – Chemizm i jakość wód podziemnych serii węglanowej zbiornika triasu gliwickiego w świetle monitoringu regionalnego. Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, Katedra Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej. Praca doktorska, Sosnowiec.
- Spring K., Cox M., Turner I., 2004 – Construction and calibration of steady state model for a large sand island, Queensland, Australia W: Kovar K., Hrkal Z., Bruthans J., - Proceedings of International conference on FEM_MODFLOW, and More: Solving Groundwater Problems, 13-16 September 2004, Karlovy Vary, Czech Republic, str. 167-170.
- Staniewicz-Dubois H., 1995 – Wskazówki metodyczne dotyczące tworzenia regionalnych i lokalnych monitoringów wód podziemnych. PIOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Szczepańska J., Twardowska I., 2004a – Mining waste W: Twardowska I. (Red.) Solid waste assessment, monitoring and remediation. Elsevier, Amsterdam-Boston-Heidelberg-London-New York-Oxford-Paris-San Diego-San Francisco-Singapore-Sydney-Tokyo.
- Szczepańska J., Twardowska I., 2004b – Principles of Vadose and Saturated Zones Monitoring in Solid Waste Sites Exemplified in Mining Waste Dumps W: Twardowska I. (Red.) Solid waste assessment, monitoring and remediation. Elsevier, Amsterdam-Boston-Heidelberg-London-New York-Oxford-Paris-San Diego-San Francisco-Singapore-Sydney-Tokyo.
- Szczepańska J., Kmiecik E., 2005 – Ocena stanu chemicznego wód podziemnych w oparciu o wyniki badań monitorigowych. AGH, Kraków.
- Szdżuj J. (red.), 2004 - Metal mining & processing area Case Tarnowskie Góry, Poland; Report of 5 FP project WELCOME (project No: EVK-2001-00132). <http://www.euwelcome.nl/>.
- Szulc J., 1999 – Anisian-Carnian evolution of the Germanic basin and its eustatic, tectonic and climatic controls. W: Bachman and Lerche (eds), Epicontinental Traissic. Zent. Geol. Palaentol., 7-8, str: 813-852.
- Wilk J, Schreycher W., 1990 – Ocena wpływu składowisk odpadów na stan środowiska naturalnego w rejonie Zakładów chemicznych „Tarnowskie Góry” – wykonanie systemu piezometrycznego.
- Wilk Z., Kawalec T., Motyka J., Zuber K., 1989 – Wpływ form krasowych na ukształtowanie pola hydrodynamicznego w otaczających skałach. Kras i speleologia, T. 6(XV), UŚ, Katowice.
- Witczak S., 2005 – Wartości graniczne klas jakości wód podziemnych. W: Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie określenia klasyfikacji dla prezentowania stanu wód

- powierzchniowych, wód podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (*w przygotowaniu*).
- Witczak S., Adamczyk A., 1994 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. PIOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska, T. I, Warszawa.
- Witkowski A., 1999 – Siarczany w wodach podziemnych Głównych Zbiorników Wód Podziemnych zlokalizowanych w obszarze działania RZGW w Katowicach. Współczesne problemy hydrogeologii. T. 9 : Hydrogeologia na przełomie wieków: Warszawa-Kielce 15-17 września 1999, red. Stefan Krajewski, Andrzej Sadurski; Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa, PIG.
- Witkowski A., Rubin H., Rubin K., Kowalczyk A., 2003 – Koncepcja regionalnego monitoringu jakości wód podziemnych dla obszaru powiatu tarnogórskiego. Współczesne problemy hydrogeologii, Tom XI, cz. 2, str: 483 - 486, Gdańsk.
- Witkowski A., Rubin H., Rubin K., 2004 – Projekt monitoringu wód podziemnych na rok 2005 i w okresie 30 lat po zamknięciu centralnego składowiska odpadów Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w Tarnowskich Górach w likwidacji, ZBU „Intergeo”, Sosnowiec.
- Witkowski A. J., Rubin H., Rubin K., Kowalczyk A., 2005 – Rejon składowisk odpadów Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach – obszar kompleksowych badań nad zanieczyszczeniem wód podziemnych. Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, Tom 2, Uniwersytet Śląski, Sosnowiec.
- Wyczółkowski J., 1982 – Transgresja morza triasowego na obszarze północno-wschodniego obrzeżenia Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. Biul. Inst. Geol., 342, str:39-72.
- Zdechlik R., 2004 – Wpływ odwadniania KWK Bełchatów na zmiany warunków hydrogeologicznych w rejonie wysadu solnego Dębina. AGH, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Zakład Hydrogeologii i Ochrony Wód, Kraków.
- Zheng, C., 1990 - MT3D, A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, Report to the Kerr Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Ada, USA.
- Zheng C. i Wang P., 1998 – MT3DMS – A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, University of Alabama, Tuscaloosa, USA.
<http://hydro.geo.ua.edu/mt3d/>

- Zheng, C. i Wang P., 1999 - MT3DMS, A modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, USA.
- Zuber A., Motyka J., 1997 – Relacje między przewodnością hydrauliczną a parametrami migracji w skałach krasowo-szczelinowo-porowych. W: Współczesne Problemy Hydrogeologii, Górski J., Liszkowska E. [red.], VIII, s. 495 – 497, Wrocław.

