

AZOTANY W WODACH JURAJSKIEGO PIĘTRA WODONOŚNEGO W REJONIE OLKUSZA

**Nitrate in groundwater of the Jurassic aquifer in Olkusz region
(southern Poland)**

Anna ŻUREK, Mariusz CZOP & Jacek MOTYKA

*Akademia Górniczo-Hutnicza,
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska;
al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków;
e-mail: zurek@agh.edu.pl; mariucz@agh.edu.pl, motyka@agh.edu.pl*

Treść: Jurajskie piętro wodonośne stanowi w rejonie badań Główny Zbiornik Wód Podziemnych (GZWP) 326. Jest on zlokalizowany w utworach węglanowych jury górnej. Z analizy warunków przepływu wód podziemnych w GZWP 326 w rejonie Olkusza wynika, że jakość wód jurajskiego piętra wodonośnego wpływa na kształtowanie się chemizmu wód w pozostałych piętrach wodonośnych. Wody GZWP 326 są drenowane licznymi źródłami i eksploatowane ujęciami. Analizy składu chemicznego wód wskazują, że głównym wskaźnikiem degradacji jakości są jony azotanowe. Reżim źródeł (wahania wydajności i temperatury) świadczy o lokalnym drenażu, a jakość wód ze źródeł odzwierciedla zmienny charakter zagospodarowania terenu. Chemizm wód podziemnych eksploatowanych ujęciami obrazuje jakość wód głębszego krążenia i zmienność w skali regionalnej. Na podstawie analizy zmienności stężeń azotanów w czasie, zarówno w źródłach jak i ujęciach, oceniono tendencje tych zmian.

Słowa kluczowe: azotany, jakość wód podziemnych, źródła, piętro jurajskie, GZWP 326, rejon Olkusza

Abstract: Jurassic aquifer represents the Major Groundwater Basin (MGWB) 326 which is located in Upper Jurassic carbonate rocks. The hydrodynamic conditions in the Jurassic aquifer are very complex, with different types of hydraulic connections with neighbouring aquifers. Therefore the quality of the Jurassic aquifer has affected groundwater quality in Quaternary and Triassic rocks. Nitrates have been the main indicator of groundwater contamination. The regime of springs located in the study area (high fluctuation of discharge and temperature) indicates local drainage. The quality of spring-water has reflected the land use of spring recharge area. The chemistry of deep well-water has shown the quality variation of regional flow system water. Nitrate variability in spring-water (period 2001–2008) and in well-water (1995–2007) has indicated the regional trends of groundwater quality changes in the Jurassic aquifer near Olkusz.

Key words: nitrate, groundwater quality, springs, Jurassic aquifer, MGWB 326, Olkusz region

WPROWADZENIE

Główny Zbiornik Wód Podziemnych (GZWP) 326 jest zlokalizowany w wodonośnych utworach węglanowych jury górnej (Fig. 1). Utwory te warunkują szczelinowo-krasowo-porowy charakter zbiornika górnourajskiego, cechującego się bardzo dobrymi warunkami przepływu wód podziemnych. GZWP 326 jest zbiornikiem odkrytym, czyli pozbawionym istotnej pokrywy utworów izolujących (Fig. 2). Sprzyja to zasilaniu zbiornika, co objawia się bardzo wysoką zasobnością, lecz jednocześnie powoduje, że zbiornik ten jest podatny na zanieczyszczenia.

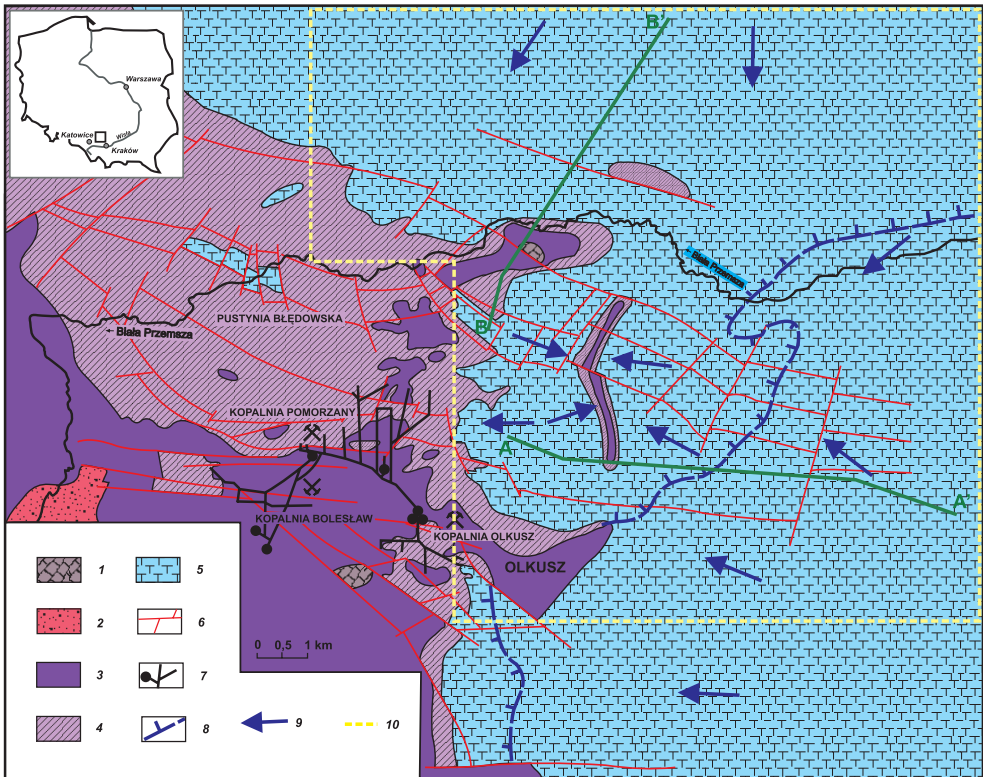


Fig. 1. Mapa geologiczna rejonu Olkusza (Adamczyk Z. & Motyka 2000a, zmodyfikowana): 1 – utwory węglanowe (D-C1), 2 – zlepienie (P), 3 – utwory węglanowe (T1,2), 4 – ility i iłowce (T3), 5 – wapienie i margle (J), 6 – główne uskoki, 7 – wyrobiska górnicze, 8 – zasięg występowania utworów kajpru T3 pod wapieniami jurajskimi, 9 – kierunki przepływu wód podziemnych, 10 – obszar badań

Fig. 1. Geological map of the Olkusz region (Adamczyk Z. & Motyka 2000a, modified): 1 – carbonates (D-C1), 2 – conglomerates (P), 3 – carbonates (T1,2), 4 – clays and claystones (T3), 5 – limestones and marls (J), 6 – main faults, 7 – mining galleries, 8 – range of the T3 under Jurassic formation, 9 – groundwater flow direction, 10 – study area

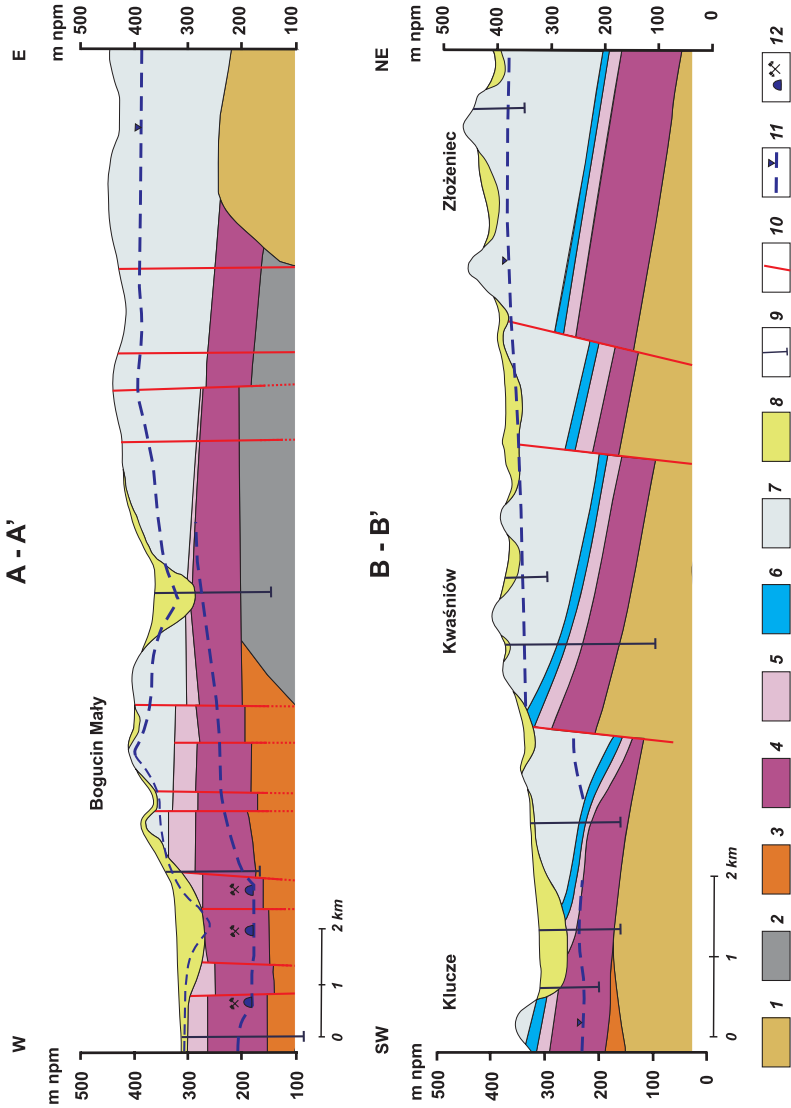


Fig. 2. Przekroje hydrogeologiczne przez obszar badań (linie przekrojowe wg figury 1): 1 – utwory węglanowe (D), 2 – utwory węglanowe (C1), 3 – zlepienie (P), 4 – utwory węglanowe (T1,2), 5 – ility i ilowce (J2), 6 – margle (J2), 7 – wapień (J3), 8 – piaski (Q), 9 – otwory wiertnicze, 10 – główne uskoki, 11 – zwierciadło wód podziemnych, 12 – wyrobiska górnicze

Fig. 2. Hydrogeological cross-sections of the study area (cross-section lines on figure 1): 1 – carbonates (D), 2 – carbonates (C1), 3 – conglomerates (P), 4 – carbonates (T1,2), 5 – clay and claystones (T3), 6 – marls (J2), 7 – limestone (J3), 8 – sands (Q), 9 – boreholes, 10 – main faults, 11 – groundwater table, 12 – mining galleries

Największe zagrożenie dla jakości wód podziemnych stwarzają ogniska zanieczyszczeń o znacznej powierzchni oddziaływania, czyli obszary zabudowane – zwłaszcza te o nieuporządkowanej gospodarce wodno-ściekowej oraz obszary intensywnie zagospodarowane rolniczo. Pośrednio, wraz z infiltrującą wodą opadową, do wód podziemnych przenikają zanieczyszczenia z atmosfery. Głównym wskaźnikiem zanieczyszczenia, obniżającym jakość wód podziemnych w obszarze badań, są azotany.

Górnourajski zbiornik wód podziemnych jest naturalnie drenowany przez liczne źródła. Znaczna zmienność wydajności i temperatury wody w części tych źródeł oraz ich lokalizacja może świadczyć o drenażu lokalnym. Przyjęto więc założenie, że jakość wód ze źródeł powinna odzwierciedlać zmienność charakteru zagospodarowania terenu oraz dodatkowo wykazać, czy istnieje jakaś istotna sezonowość zmian, związana w przypadku składników biogennych, jakimi są azotany, z cyklem wegetacyjnym roślin.

Zrealizowanych zostało sześć serii pomiarowych w źródłach obszaru badań: wrzesień 2001 – 18 źródeł (Szafarczyk 2002), wrzesień 2006 – 15 źródeł, listopad 2006, marzec i lipiec 2007 – 14 źródeł (Podolska 2008) oraz kwiecień 2008 – 21 źródeł. Zmienna liczebność poszczególnych serii jest związana z zanikami źródeł w okresach niskich opadów. Zjawisko okresowego zanikania źródeł wiąże się z intensywnym odwodnieniem kopalń w rejonie olkuskim.

Zasoby wód zbiornika górnourajskiego są intensywnie eksploatowane szeregiem ujęć. Generalnie studnie ujęciowe ujmują wody z dość znacznych głębokości. Przeciętnie strefy zafiltrowane występują na głębokości 80–90 m p.p.t. Można założyć, że skład chemiczny wód z tych ujęć reprezentuje ich jakość w skali bardziej regionalnej. Charakterystykę chemizmu wód głębszego krążenia oparto na wynikach opróbowania 13 ujęć ujmujących poziom jury górnej (Szafarczyk 2002). Czasowe tendencje zmian jakości wód przeanalizowano na podstawie danych o stężeniach azotanów w latach 1995–2007, uzyskanych z Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji (PWİK) oraz Powiatowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Olkuszu.

WARUNKI HYDROGEOLOGICZNE W OBSZARZE BADAŃ

Piętra i poziomy wodonośne

Badany obszar obejmuje północno-wschodnią i wschodnią część olkuskiego rejonu kopalnictwa rud cynku i ołowiu. Występują tu cztery piętra wodonośne: czwartorzędowe, jurajskie, triasowe i karbońsko-dewońskie, które ze względu na podobieństwo litologiczne obu pięter stratygraficznych przyjęto nazywać paleozoicznym piętrem wodonośnym (Fig. 1, 2).

Czwartorzędowe piętro wodonośne budują różnoziarniste piaski, żwiry i rumosze. Znaczenie dla kształtowania warunków przepływu wód podziemnych utwory czwartorzędowe mają w tych obszarach, gdzie występują większe zagłębienia erozyjne, w których piaski żwiry czwartorzędowe osiągają dużą miąższość. Są to przede wszystkim pogrzebane doliny rzeczne, z których największą jest pradolina Przemszy, która w badanym obszarze biegnie z północy na południe wzdłuż kuesty jurajskiej (Wilk & Motyka 1977, Motyka 1988). Ważną rolę odgrywają także jej pogrzebane, słabo rozpoznane dopływy o przebiegu

równoleżnikowym, a także wąska, ale głęboka pradolina, biegnąca z południa na północ, mniej więcej wzdłuż linii kolejowej Olkusz – Jaroszowiec. W osiowych partiach tych pradolin miąższość utworów czwartorzędowych sięga 50 m, a lokalnie nawet około 60 m.

Piaski i żwiry czwartorzędowe tworzą zbiornik wód podziemnych typu porowego i cechują się bardzo dobrą przepuszczalnością. Na podstawie wyników próbnych pompowań w tych utworach stwierdzono, że ich współczynnik filtracji jest najczęściej rzędu $n \cdot 10^{-4}$ m/s, a jego geometryczna średnia wartość jest równa $2.5 \cdot 10^{-4}$ m/s (Motyka & Wilk 1976). Lokalnie wśród piasków i żwirów czwartorzędowych występują wkładki utworów zastoiskowych: ilów, mułów i glin, które rozdzielają je na odrębne warstwy wodonośne lub też izolują je od zalegających pod czwartorzędem starszych pięter wodonośnych.

Jurajskie piętro wodonośne występuje w północno-wschodniej i wschodniej części rejonu olkuskiego. Budują go przede wszystkim wapienie płytowe, skaliste i kredowate górnej jury, tworzące poziom wodonośny malmu. Lokalnie pod marglistymi utworami dolnej części malmu i górnej doggeru (kelowej) występują zlepienie (zlepieniec parczowski) i piaskowce jury środkowej, tworzące poziom wodonośny doggeru (Fig. 2). Nie mają one jednak większego znaczenia, jeśli chodzi o wpływ na ogólne warunki przepływu wód podziemnych, i dlatego przyjęto, że w rejonie olkuskim tylko poziom malmu reprezentuje jurajskie piętro wodonośne (Wilk & Motyka 1977, Wilk 2003).

Wapienie górnej jury są zbiornikiem wód podziemnych typu szczelinowo-krasowego, chociaż niewielką rolę w przewodzeniu i magazynowaniu wody ma także przestrzeń porowa [*matrix porosity – sensu* Choquette & Pray (1970)]. Zgodnie z wynikami badań właściwości hydrogeologicznych matrycy skalnej na 166 próbkach wapieni jurajskich z rejonu olkuskiego (Bielec 1999) porowatość otwarta tych skał mieści się w przedziale od 0.0064 do 0.22, wynosząc średnio (średnia arytmetyczna) 0.103, przy czym wyraźnie większą porowatość wykazywały wapienie kredowate. Współczynnik filtracji przestrzeni porowej badanych próbek wapieni jurajskich zawiera się w przedziale wartości od $2.50 \cdot 10^{-12}$ do $7.72 \cdot 10^{-9}$ m/s, przy czym średnia geometryczna jego wartość wynosi $7.09 \cdot 10^{-11}$ m/s. Około 70% badanych próbek nie oddało wody pod wpływem grawitacji, tzn. nie wykazało zdolności do jej odsączania. Maksymalny współczynnik odsączalności osiągnął wartość 0.0123, a średnia arytmetyczna wartość tego parametru we wszystkich zbadanych próbkach wapieni jest równa 0.00063 (Bielec 1999).

Porowatość szczelinowa i kawernowa wapieni górnej jury w rejonie olkuskim nie była badana. W zlewni Wiercicy, w okolicach Częstochowy mieści się ona w przedziale od 0.0012 do 0.0250 (Liszkowska & Pacholewski 1989), a według J. Rózkowskiego (2006) od 0.0012 do 0.0278. Ten sam autor po dyskusji wyników badań własnych i zaczerpniętych z literatury zaproponował, żeby przyjąć reprezentatywną wartość współczynnika kawernowości wapieni jurajskich równą około 0.01, choć Nowak (1993) na podstawie wyników wierceń w rejonie Częstochowy podał średnią wartość współczynnika porowatości kawernowej tych skał równą 0.002.

Wartości współczynnika filtracji wapieni jurajskich zmieniają w bardzo szerokim przedziale kilku rzędów wartości. Średnia geometryczna wartości tego współczynnika określona na podstawie wyników próbnych pompowań w 24 otworach wiertniczych wynosi $1.6 \cdot 10^{-5}$ m/s (Motyka & Wilk 1976). Współczynniki te charakteryzują przepuszczalność szczelin i kawern w wapieniach jurajskich.

Triasowe piętro wodonośne w olkuskim rejonie kopalnictwa rud jest wyraźnie dwudzielne pod względem litologicznym. W dolnej części budują go pstre piaski i piaskowce dolnego i środkowego pstręgo piaskowca, wśród których występują przeławiczenia utworów ilastych, a w górnej – dolomity i wapienie górnego pstręgo piaskowca (retu) oraz wapienia muszlowego. W rejonie olkuskim utwory niższego pstręgo piaskowca występują w formie płatów o miąższości dochodzącej do kilku metrów, a więc nie mają większego wpływu na warunki przepływu wód podziemnych. Węglanowe skały triasowe tworzą zbiornik wód podziemnych typu porowo-szczelinowo-krasowego (Motyka 1998, Krajewski & Motyka 1999).

W ramach rozpoznania warunków hydrogeologicznych olkuskich złóż rud cynku i ołowiu oraz oceny zasobów ujęć wód podziemnych w węglanowych skałach triasowych, wykonano około 200 próbnich pompowań w węglanowych skałach triasowych. Średnia geometryczna wartość współczynnika filtracji dla całego kompleksu węglanowych skał triasowych, obliczona na podstawie wyników tych pompowań jest równa $6.5 \cdot 10^{-5}$ m/s (Motyka & Wilk 1976). Wyraźnie zaznacza się jednak dwudzielność przepuszczalności tych skał, ponieważ utwory wapienia muszlowego są lepiej przepuszczalne niż górnego pstręgo piaskowca (retu). Według cytowanych autorów modalna wartość współczynnika filtracji dolomitów i wapieni środkowego triasu jest równa $9.1 \cdot 10^{-5}$ m/s, a utworów retu $7.2 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Paleozoiczne piętro wodonośne budują węglanowe skały dolnego karbonu (facja wapienia węglowego) oraz dewonu (Fig. 1, 2). Jest ono słabo rozpoznane pod względem hydrogeologicznym. Właściwości hydrogeologiczne omawianych skał są poznane tylko fragmentarycznie. Na rdzeniach wiertniczych, pobranych z czterech otworów złożowych wywierconych w rejonie Klucz, wykonano badania właściwości hydrogeologicznych przestrzeni porowej dolomitów i wapieni dewońskich (Motyka *et al.* 1998). Wykazały one, że skały te mają nisko zdolności do przewodzenia i magazynowania wody podziemnej. W nielicznych otworach wiertniczych stwierdzono występowanie pustek krasowych, a więc węglanowe skały paleozoiczne są zbiornikiem wód podziemnych typu szczelinowo-krasowego. Wykonano w nich dwa próbne pompowania i na podstawie wyników tych pompowań obliczono współczynniki filtracji, które były równe $7.6 \cdot 10^{-6}$ oraz $7.0 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Warunki przepływu wód podziemnych

Regionalne warunki przepływu wód podziemnych w olkuskim rejonie kopalnictwa rud są kształtowane przez morfologię powierzchni terenu. Najwyżej położonym obszarem zasilania jest pasmo wzgórz Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, które wznoszą się na wysokość 400–500 m n.p.m. Stanowią one obszar wododziałowy, z którego wody podziemne spływają częściowo w kierunku wschodnim ku niecce nidziańskiej (Burzewski 1969), a częściowo na zachód w kierunku Wyżyny Śląskiej (Kleczkowski 1972). Rozpatrywany obszar znajduje się w zachodniej części tej strefy wododziałowej. Takie ukształtowanie powierzchni terenu determinuje naturalny, regionalny kierunek przepływu wód podziemnych, generalnie ze wschodu na zachód. Dla utworów czwartorzędu i jury górnej głównej, regionalną podstawą drenażu jest tutaj dolina Białej Przemszy. Regionalny kierunek przepływu wód podziemnych jest modyfikowany przez lokalne bazy drenażu (cieki powierzch-

niowe, źródła) oraz rozmaite nieciągłości geologiczne, takie jak strefy więzi hydraulicznych między piętrami wodonośnymi, uskoki, głębokie wcięcia erozyjne, a także niejednorodności cech hydrogeologicznych, w szczególności obecność rozległych stref wewnętrznego drenażu (Wilk *et al.* 1989).

W rejonie olkuskim czwartorzędowe piętro wodonośne, które pokrywa starsze utwory mezozoiczne i paleozoiczne, na przeważającym obszarze jest zasilane wyłącznie przez infiltrację opadów atmosferycznych. W północno-wschodniej i wschodniej części rejonu, gdzie utwory czwartorzędu wypełniające pradolinę Przemszy osiągają miąższość rzędu kilkudziesięciu metrów, a jednocześnie kontaktują się lateralnie z wapieniami malmu w strefie przylegającej do kuesty jurajskiej, woda z tych wapieni przepływa do piasków i żwirów czwartorzędowych, wzbogacając je dodatkowo w wodę podziemną.

Wapienie jury górnej budują najwyższe wzniesienia w rozpatrywanej części rejonu olkuskiego. Taka ich pozycja hipsometryczna powoduje, że jurajskie piętro wodonośne jest zasilane niemal wyłącznie przez infiltrację opadów atmosferycznych, a drenowane w sposób naturalny przede wszystkim ucieczkami wody do wspomnianego wyżej piętra czwartorzędowego oraz do starszych utworów mezozoicznych (triasu) i paleozoicznych w strefach bezpośrednich więzi hydraulicznych (Fig. 3) (Wilk & Motyka 1977, Motyka *et al.* 2006). Ważnym składnikiem naturalnego drenażu wapieni jurajskich jest odpływ wody licznymi źródłami, z których wiele było wcześniej obiektami badań uczonych, głównie z krakowskich (Uniwersytet Jagielloński) i śląskich (Uniwersytet Śląski, Państwowy Instytut Geologiczny – Oddział Górnośląski) ośrodków naukowych (Dynowska 1983, Krawczyk *et al.* 1990, 1991, Rózkowski J. *et al.* 1996, Tyc 1997, Leszkiewicz & Rózkowski 2000, Baścik *et al.* 2001). Piętro jurajskie jest także drenowane studniami ujęć wód podziemnych, z których są zaopatrywani w wodę mieszkańcy niektórych obszarów wiejskich.

Warunki przepływu wód podziemnych w utworach wodonośnych triasu są najlepiej rozpoznane. Na obszarach wychodni węglanowych skał triasowych na powierzchnię terenu lub pod piaskami i żwirami czwartorzędowymi są one zasilane w wodę przez infiltrację opadów atmosferycznych, bezpośrednio na wychodniach lub pośrednio, przez utwory wodonośne czwartorzędu, leżące na węglanowych skałach triasowych. Wodonośne utwory triasu są także zasilane przez wodę infiltrującą z wapieni jurajskich w strefach bezpośrednich kontaktów hydraulicznych jury górnej i środkowego triasu (Motyka 1988, Motyka *et al.* 2006) oraz pośrednio przez wodę spływającą z wapieni jurajskich do piasków czwartorzędowych, a następnie przez okna erozyjne do utworów wapienia muszlowego (Fig. 3).

W południowo-wschodniej części rejonu olkuskiego ważną składową zasilania wodonośnych utworów triasu jest przepływ wody z wapieni górnej jury poprzez skomplikowane strefy kontaktów hydraulicznych typu sedymentacyjno-transgresywnego pomiędzy piętrami: jurajskim, triasowym i paleozoicznym. Woda podziemna w obszarach, gdzie wapienie jurajskie leżą bezpośrednio na węglanowych skałach karbońskich i dewońskich, infiltruje z utworów jurajskich do tych skał, a następnie dopływa do wodonośnych utworów triasu w obszarach kontaktów hydraulicznych między wodonośnymi piętrami triasowym i paleozoicznym (Motyka 1988, Motyka *et al.* 2006).

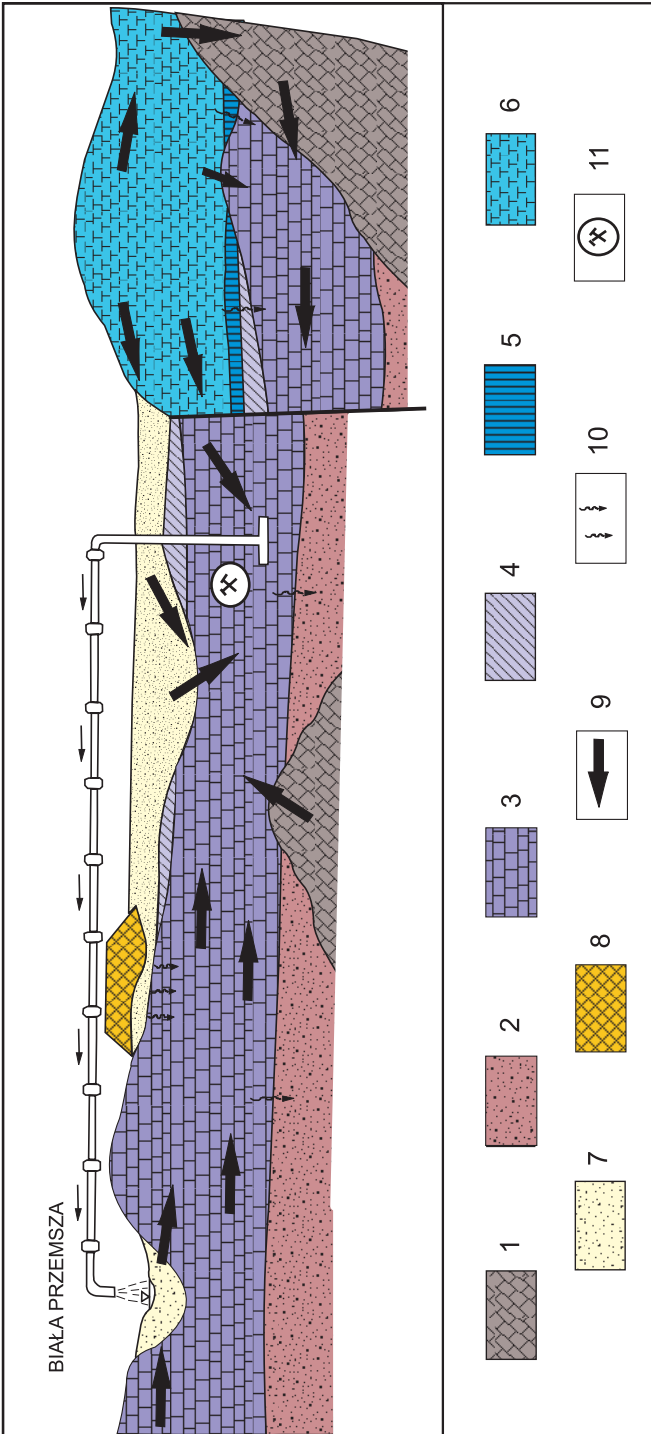


Fig. 3. Schemat krążenia wód podziemnych w olkuskim rejonie kopalnictwa rud cynku i ołowiu (Adamczyk Z. & Motyka 2000a): 1 – utwory węglanowe (D-C1), 2 – zlepience (P), 3 – utwory węglanowe (T1,2), 4 – ility i łowce (T3), 5 – margle (J2), 6 – wapienie (J3), 7 – piaski (Q), 8 – składowiska odpadów, 9 – kierunki przepływu wód podziemnych, 10 – kierunki przesiąkania wód, 11 – wyrobiska podziemne kopalni rud cynku i ołowiu

Fig. 3. Scheme of groundwater circulation in the Olkusz zinc and lead mining region (Adamczyk Z. & Motyka 2000a): 1 – carbonates (D-C1), 2 – conglomerates (P), 3 – carbonates (T1,2), 4 – clays and claystones (T3), 5 – marls (J2), 6 – limestones (J3), 7 – sands (Q), 8 – landfill, 9 – groundwater pathways, 10 – directions of the water infiltration, 11 – mining galleries

Utwory triasowego piętra wodonośnego są obecnie drenowane na wielką skalę wyrobiskami olkuskich kopalń rud cynku i ołowiu w celu odwodnienia tych złóż dla umożliwienia ich eksploatacji. Maksymalna ilość wody pochodzącej z drenażu górniczego jest równa 5–6 m³/s (Adamczyk Z. & Motyka 2000a). W wyniku drenażu górniczego wokół kopalń wytworzył się rozległy lej depresji (Adamczyk A.F. 1990) i pierwotne, naturalne kierunki przepływu wód podziemnych w utworach wodonośnego piętra triasowego uległy radykalnej zmianie. Pierwotnie głównymi ośrodkami drenażu piętra triasowego były cieki powierzchniowe: Biała Przemsza i Sztoła wraz z ich dopływami, a podrzędnie nieliczne źródła, występujące w zachodniej części rejonu olkuskiego. W obszarze objętym zasięgiem wpływu odwadniania olkuskich kopalń rud źródła zanikły, a cieki powierzchniowe straciły swój pierwotny, drenujący charakter i tracą wodę, która infiltruje do podłoża zbudowanego z węglanowych utworów triasu lub piasków czwartorzędowych leżących na wodonośnych skałach triasowych. Przykładem może tu być infiltracja wody z Białej Przemszy i jej dopływów do podłoża na odcinku między Golczowicami a Sławkowem (Prussak 1981, Adamczyk Z. & Motyka 1997, Motyka & Rózkowski K. 2003). Ilość wody infiltrującej z tej rzeki do podłoża jest istotnym składnikiem bilansu wodnego olkuskich kopalń rud cynku i ołowiu.

Węglanowe skały paleozoiczne nie wychodzą na powierzchnię terenu w oluskim rejonie kopalnictwa rud, a na dodatek są słabo rozpoznane pod względem hydrogeologicznym. Bez wątplenia w południowo-wschodniej części rejonu olkuskiego, w strefach więzi hydraulicznych wodonośnego piętra jurajskiego z węglanowymi skałami paleozoicznymi woda podziemna z wapieni jurajskich infiltruje do paleozoicznego podłoża. Niemniej jednak warunki zasilania i drenażu w obrębie węglanowych skał paleozoicznych należy rozważać w szerszej, regionalnej skali, ponieważ głębokie krążenie wody w tych utworach ma istotne znaczenie (Zuber & Motyka 1994). Omawiane skały są drenowane w strefach, wspomnianych wcześniej, kontaktów hydraulicznych typu sedymentacyjno-transgresywnego z triasowym piętrzem wodonośnym.

Z przedstawionego opisu warunków przepływu wód podziemnych w rejonie oluskim jasno wynika, że jakość wody w utworach wodonośnego piętra jurajskiego jest ważna z punktu widzenia kształtowania się jakości wody w pozostałych piętrach wodonośnych: czwartorzędowym, triasowym i paleozoicznym, ponieważ duży udział w zasilaniu tych pięter ma infiltracja wody z wapieni jurajskich.

CHEMIZM WÓD GZWP 326 W REJONIE OLKUSKIM

Skład chemiczny wód podziemnych w utworach jurajskich rejonu olkuskiego, był w przeszłości dokładnie badany z uwagi na powszechne wykorzystywanie tych wód do opatrzenia miejscowej ludności, jak również na etapie oceny wpływu działalności górniczej olkuskich kopalń rud cynku i ołowiu na środowisko wodne.

Najstarsze dane dotyczące składu chemicznego wód z piętra jurajskiego pochodzą z badań wykonanych w latach 1959–1963, w trakcie których opróbowane zostały źródła, studnie wiercone oraz studnie kopane (Tab. 1).

Tabela (Table) 1

Wyniki badań składu chemicznego wód podziemnych piętra jurajskiego (okres 1957–1963)
Chemical composition data of the Jurassic groundwater (from 1957–1963)

Składnik <i>Element</i>	Liczba próbek <i>Number of samples</i>	Stężenia [mg/dm ³] <i>Concentration</i>			Odchylenie standardowe SD [mg/dm ³] <i>Standard deviation</i>
		przeciętne <i>average</i>	minimalne <i>minimum</i>	maksymalne <i>maximum</i>	
Ca	29	84.10	30.00	242.30	42.00
Mg	29	4.14	0.60	15.50	3.20
Na	23	6.97	0.50	23.00	8.09
K	23	8.33	<0.50	70.00	15.70
SO ₄	30	37.10	3.30	110.00	22.30
Cl	30	16.40	5.00	68.40	15.40
NO ₂	23	0.019	<0.003	0.05	0.016
NO ₃	14	27.21	0.046	88.50	26.10
Fe	30	0.11	<0.01	1.40	0.26
Zn	24	0.20	<0.005	1.10	0.27
Pb	24	0.0065	<0.002	0.05	0.0113

Wody podziemne w wapieniach górnej jury na podstawie badań wykonanych w latach 60. XX wieku na ogół były bardzo dobrej jakości. Ze względu na charakter skał otaczających charakteryzowały się typem hydrochemicznym Ca-HCO₃, przy mineralizacji ogólnej na poziomie około 400–600 mg/dm³ i odczynie słabo zasadowym zmieniającym się w granicach 7.0–8.6.

Wapień górnej jury są zbiornikiem wód podziemnych typu szczelinowo-krasowego i z tego powodu są bardzo wrażliwe na wnikanie do nich zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Nieuporządkowana gospodarka wodno-ściekowa na obszarach zabudowanych była już blisko pół wieku temu powodem występowania dużych ilości związków azotowych (głównie azotanów) w wodach podziemnych piętra jurajskiego. Składnik ten występował w stężeniu od około 2.9 do 88.5 mg NO₃/dm³, przy średniej wartości równej 27.6 mg NO₃/dm³ (Tab. 1). Ponadnormatywny poziom azotanów w latach 50. XX wieku był odnotowany w trzech studniach: w Sułoszowej (55.3 mg NO₃/dm³), Chrzastowicach (70.8 mg NO₃/dm³) oraz Bydlinie (88.5 mg NO₃/dm³). W pozostałej populacji 11 próbek wody zawartości azotanów zmieniły się w granicach 0.046–26.6 mg NO₃/dm³, przy średniej równej 15.12 mg NO₃/dm³.

Współwystępowanie z azotanami podwyższonych stężeń jonów chlorkowych i potasowych wskazuje, że zanieczyszczenia pochodziły głównie ze ścieków bytowych, które wnikały do wapieni górnej jury przez nieuszczelnione doły chłonne, czy też były wylewane bezpośrednio do cieków powierzchniowych lub na powierzchnię terenu.

W zanieczyszczonych wodach podziemnych z wapieni jurajskich w odniesieniu do jonów głównych był obserwowany wzrost stężenia chlorków, siarczanów oraz sodu i magnezu, a także wspomnianego wcześniej potasu. Wody te, pierwotnie typu Ca-HCO₃, przeobrażają się w typy wielojonowe Ca-HCO₃-SO₄, Ca-HCO₃-SO₄-Cl oraz Ca-SO₄-HCO₃.

Stan jakościowy wód podziemnych w utworach jurajskich, omawianego obszaru w perspektywie ostatnich 50 lat nie uległ istotnej zmianie (Tab. 2). Mineralizacja ogólna wód podziemnych w utworach jurajskich w świetle wyników kilku serii badań przeprowadzonych w latach 2001–2008 zawiera się w granicach od 227 do 670 mg/dm³ przy średniej na poziomie 423.4 mg/dm³. Odczyn pH badanych wód zawierał się w granicach od około 7 do 8.2.

Tabela (Table) 2

Wyniki badań składu chemicznego wód podziemnych piętra jurajskiego (okres 2001–2008)
Chemical composition data of the Jurassic groundwater (from 2001–2008)

Składnik <i>Element</i>	Liczba próbek <i>Number of samples</i>	Stężenia [mg/dm ³] <i>Concentration</i>			Odchylenie standardowe SD [mg/dm ³] <i>Standard deviation</i>
		przeciętne <i>average</i>	minimalne <i>minimum</i>	maksymalne <i>maximum</i>	
Ca	109	100.77	61.94	155.08	20.10
Mg	109	3.68	0.62	12.98	3.02
Na	109	3.28	0.04	13.67	2.69
K	109	1.99	0.15	8.22	1.73
SO ₄	88	42.99	14.13	87.28	15.16
Cl	109	15.08	6.80	32.70	6.88
NO ₂	78	0.025	0.010	0.07	0.014
NO ₃	109	16.82	2.50	48.60	9.66
Fe	85	0.043	0.001	0.843	0.11
Zn	52	0.176	0.00005	7.824	1.082
Pb	78	0.001	0.00005	0.019	0.003
Al	109	0.015	0.00005	0.208	0.032
B	52	0.030	0.001	0.35	0.062
Ba	109	0.056	0.002	0.257	0.052
Mn	109	0.004	0.00005	0.079	0.011
PO ₄	109	0.131	0.005	0.378	0.08
SiO ₂	109	7.552	4.610	17.90	2.064
Sr	52	0.079	0.022	0.198	0.046

Stężenie azotanów, głównego składnika chemicznego odpowiedzialnego za jakość wód w utworach jurajskich, w latach 2001–2008 zmieniało się w granicach od 2.5 do 48.6 mg NO₃/dm³ przy średniej na poziomie 16,8 mg NO₃/dm³.

Porównując dane archiwalne z wynikami badań najnowszych, należy zwrócić uwagę, że poziom stężeń azotanów w wodach podziemnych z utworów jurajskich w rejonie olkuskim nie uległ zasadniczej zmianie.

Typ hydrochemiczny wód podziemnych z racji ich występowania w środowisku skał węglanowych, głównie wapieni, najczęściej związany jest z dominacją wapnia (Ca) oraz wodorowęglanów (HCO_3) (Fig. 4). Ponadto w warunkach naturalnych stwierdza się występowanie wód (12 prób) ze stosunkowo istotnym udziałem siarczanów (SO_4) i docelowym typem hydrochemicznym $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$. W dwóch przypadkach, w związku z podwyższonym poziomem azotanów, obserwuje się występowanie typu hydrochemicznego $\text{Ca-HCO}_3\text{-NO}_3$. Zmienność typów hydrochemicznych badanych wód z utworów jurajskich w świetle danych z ostatniego dziesięciolecia jest wyraźnie mniejsza od zmienności stwierdzonej w wyniku analiz pochodzących z lat 50. i 60. XX wieku (Fig. 4).

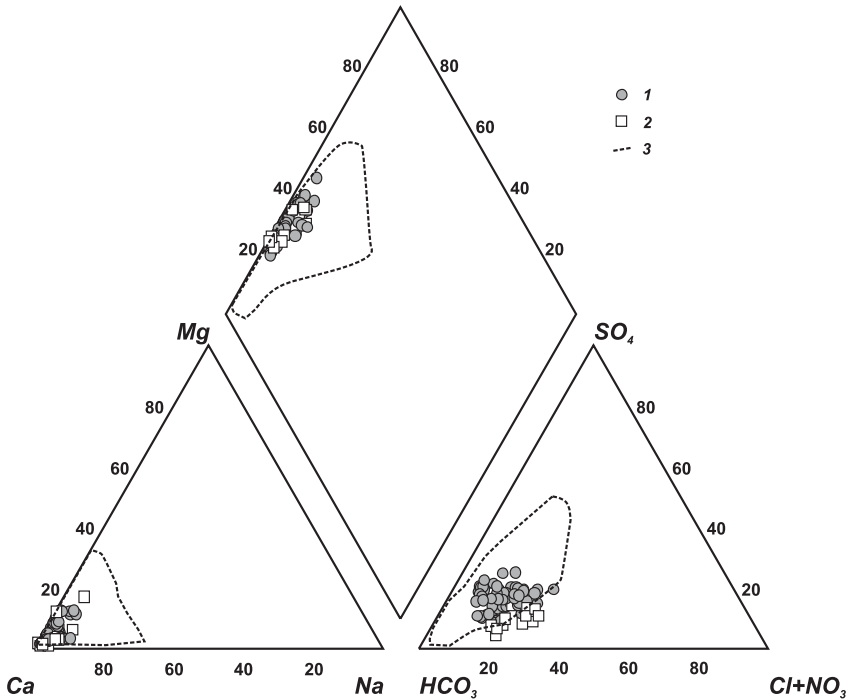


Fig. 4. Diagram Pipera dla wód podziemnych z utworów jurajskich w rejonie olkuskim: 1 – źródła, 2 – ujęcia, 3 – pole zmienności dla danych archiwalnych

Fig. 4. Piper diagram for the Jurassic groundwater from the Olkusz region: 1 – springs, 2 – water intakes, 3 – range for the archival data

PRZESTRZENNA ZMIENNOŚĆ JAKOŚCI WÓD PODZIEMNYCH A CHARAKTER ZAGOSPODAROWANIA TERENU

W celu oceny wpływu charakteru zagospodarowania terenu na jakość wód podziemnych przypisano obszary spływu poszczególnych źródeł do wyróżnionych czterech kategorii: obszar zabudowany, obszar leśny, obszar rolniczo-leśny oraz obszar rolniczy trwale zugorowany.

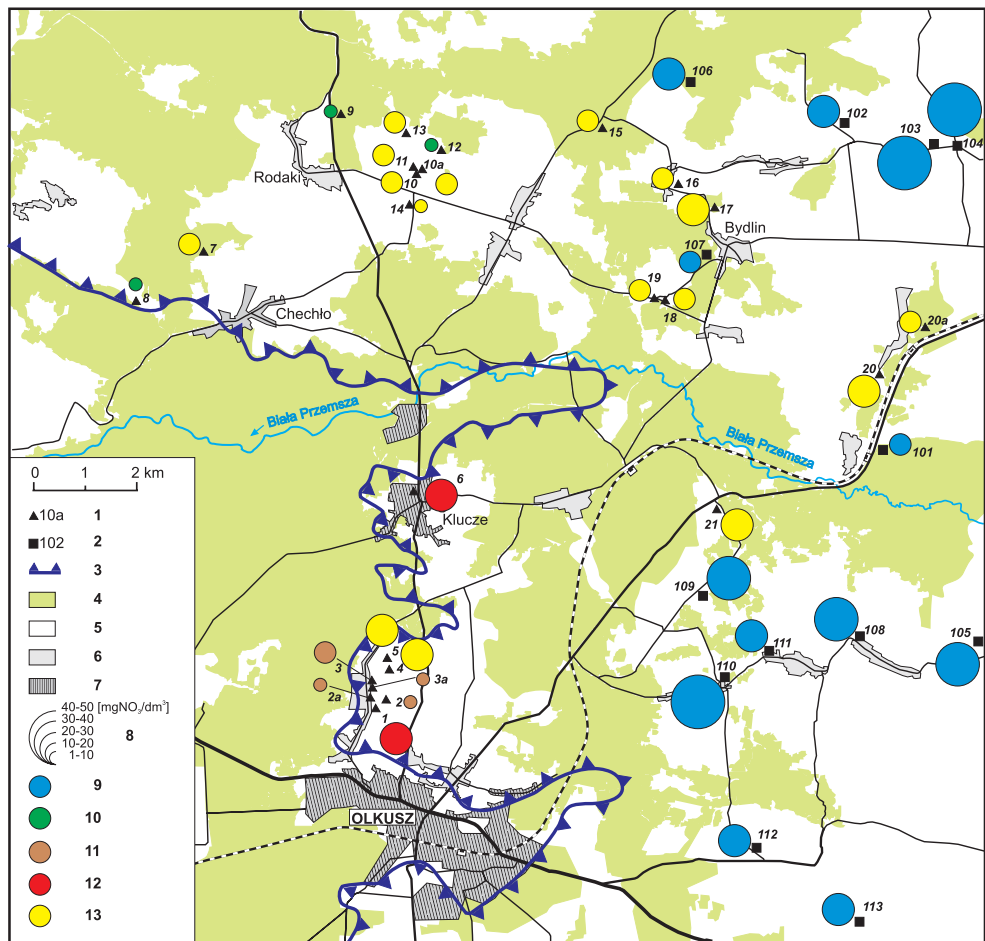


Fig. 5. Średnie stężenia azotanów na tle warunków zagospodarowania terenu: 1 – źródła, 2 – ujęcia, 3 – zasięg J3, 4 – lasy, 5 – tereny rolnicze, 6 – tereny zabudowane bez kanalizacji, 7 – tereny zabudowane z kanalizacją, 8 – klasy średnich stężeń azotanów, 9 – studnie ujęciowe, 10–13 – kategorie obszaru zasilania źródeł: 10 – lasy, 11 – trwałe ugory, 12 – tereny zabudowane, 13 – obszary rolniczo-leśne

Fig. 5. Average concentrations of the nitrate against the background of the land development conditions: 1 – springs, 2 – water intakes, 3 – extent of the J3, 4 – woods, 5 – cultivated lands, 6 – built-up area without sewage system, 7 – built-up area with sewage system, 8 – classes of the average nitrate concentrations, 9 – water intake boreholes, 10–13 – categories of the springs discharge area: 10 – woods, 11 – permanent fallow, 12 – built-up area, 13 – agricultural land with woods

Źródła przypisano do poszczególnych kategorii głównie na podstawie analizy kierunków przepływu wód podziemnych (Fig. 1, 2), morfologii terenu oraz elementów topografii (Fig. 5).

Ostatecznie do kategorii „obszar zabudowany” przypisano dwa źródła: w Kluczach (nr 6) i w Pomorzanach (nr 1). Obydwa te źródła oprócz podwyższonych stężeń azotanów

wykazywały podwyższoną mineralizację i zawartość jonów chlorkowych. Istnieje też pewna liniowa zależność pomiędzy stężeniami NO_3 i Cl w tych wodach (Fig. 6). Może to potwierdzać zanieczyszczenie ściekami bytowymi (Goc *et al.* 2000). Dodatkowo w obu tych źródłach odnotowano wyraźnie podwyższone w stosunku do pozostałych źródeł stężenia związków boru, a w źródle nr 1 w Pomorzanach także fosforanów.

Do kategorii „obszar leśny” zaliczono trzy źródła: w Skałbani (nr 8), w Rodakach (nr 9) i jedno ze źródeł w Ryczówku (nr 12), wypływające spod zalesionego wzgórza powyżej zabudowań. Woda ze źródeł w Skałbani i Ryczówku wykazuje niską i dość stałą zawartość jonu chlorkowego, natomiast w źródle w Rodakach są to wartości podwyższone (Fig. 6). W trakcie kolejnych serii pomiarowych należy zweryfikować w terenie, czy na drodze spływu do źródła nie znajduje się jakieś ognisko zanieczyszczenia. Przyczyna podwyższonych stężeń chlorków może być też naturalna. W obszarach leśnych, zwłaszcza o drzewostanie świerkowym oraz bukowym, obserwuje się bardzo wyraźne, w stosunku do opadu na wolnej przestrzeni, wzbogacenie w jon chlorkowy opadu spod okapu drzewostanu oraz wody ze spływu po pniach (Mazurek & Zwoliński 2001). W lesie otaczającym źródło w Rodakach dominuje drzewostan bukowy.

Do kategorii „obszar rolniczo-leśny” przyporządkowano większość pozostałych źródeł. W wodach z tych źródeł nie występuje istotna korelacja pomiędzy stężeniami azotanów i chlorków. Podwyższone zawartości azotanów są prawdopodobnie efektem działalności rolniczej (Fig. 6).

Po analizie lokalizacji źródeł w Pomorzanach (nr 2, 2a, 3,3a) zdecydowano się wydzielić kategorię „obszar rolniczy trwale ugorowany”. Źródła te wypływają u podnóża kuesty jurajskiej, lecz obszary zasilania tych źródeł są ograniczone lokalnym wododziałem (Fig. 1). Obszary zasilania pokrywają trwale ugory. Wody te charakteryzują się niskimi stężeniami azotanów i wyrównanymi, niskimi stężeniami chlorków (Fig. 6).

Przeciętne zawartości azotanów w poszczególnych studniach są zróżnicowane i wahają się od 5.6 do 26.8 mg NO_3/dm^3 (Tab. 3, Fig. 5). Przeciętna wartość równa 28.2 mg NO_3/dm^3 dla źródła w Pazurku (nr 21) została ustalona na podstawie pomiaru w kwietniu 2008 roku, kiedy stwierdzono stężenie równe 48 mg NO_3/dm^3 . Ograniczona liczba prób pobranych z tego źródła jest związana z jego długotrwałym zanikaniem. Źródło to było wyschnięte w trakcie opróbowań od września 2006 do lipca 2007 roku. Niestety, nie udało się zweryfikować pomiaru z kwietnia 2008 roku, gdyż wkrótce wypływ ze źródła znowu zanikł. Podobnie zanikały źródła w Zarzeczcu (nr 20 i 20a) oraz w Ryczówku (nr 13).

W celu potwierdzenia wpływu zróżnicowania charakteru zagospodarowania terenu na jakość wód w źródłach oceniono zakresy tła hydrogeochemicznego azotanów dla wytypowanych kategorii tego zagospodarowania, przyjmując za wartość tła przedział, obejmujący 10–90% liczby obserwacji ($\bar{C} \pm 1,28 \text{ SD}$) (Macioszczyk & Dobrzyński 2007). Oceny dokonano na siatce probabilistycznej metodą zaproponowaną przez Witczaka *et al.* (1999) do charakterystyki wodonośności, a wykorzystaną przez Kanię (2001) do oceny tła hydrogeochemicznego (Fig. 7). Najniższe zakresy tła wykazały źródła przypisane do kategorii terenów rolniczych trwale zugorowanych (4–10 mg NO_3/dm^3) oraz obszarów leśnych (5–9 mg NO_3/dm^3). Najwyższe zakresy tła wykazały źródła z obszarów zabudowy (17–36 mg NO_3/dm^3), a pośrednie (10.5–25 mg NO_3/dm^3) źródła, których obszary spływu zakwalifikowano do kategorii obszarów rolniczo-leśnych.

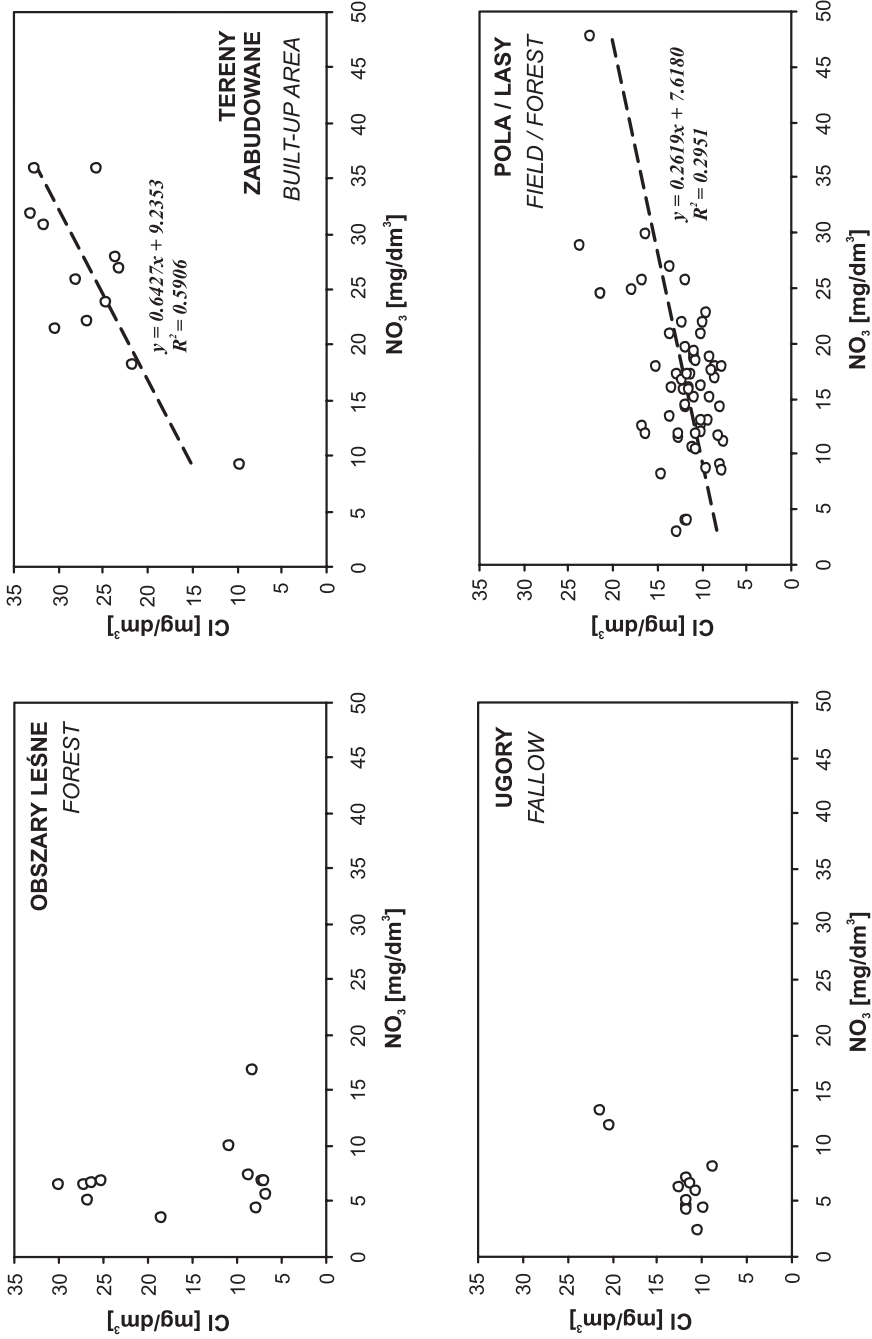


Fig. 6. Zależność stężeń chlorków i azotanów w źródłach dla różnych rodzajów zagospodarowania powierzchni terenu
Fig 6. Diagram of the chloride and nitrate relations for the spring water in the different types of the land development

Tabela (Table) 3

Stężenia azotanów w wodach źródeł na obszarze badań.
Nitrate concentration in the spring-water of the study area

Nr źródła <i>Spring</i>	Lokalizacja <i>Location</i>	Zagospodarowanie obszaru spływu <i>Land use of recharge area</i>	Stężenie azotanów [mg NO ₃ /dm ³] <i>Nitrate concentration</i>			Liczba pomiarów <i>Number of samples</i>
			przeciętne <i>average</i>	minimalne <i>minimum</i>	maksymalne <i>maximum</i>	
1	Pomorzany	teren zabudowany	26.1	9.4	36.0	6
2	Pomorzany	rolnictwo – ugory	4.4	–	–	1
2a	Pomorzany	rolnictwo – ugory	5.6	2.5	8.3	5
3	Pomorzany	rolnictwo – ugory	12.7	12.0	13.4	2
3a	Pomorzany	rolnictwo – ugory	6.0	4.6	6.8	4
4	Pomorzany	poła uprawne/lasy	21.0	–	–	1
5	Pomorzany	poła uprawne/lasy	26.8	24.6	29.0	2
6	Klucze	teren zabudowany	25.8	18.4	36.0	6
7	Chechło	poła uprawne/lasy	13.1	3.2	18.0	6
8	Skalbania	obszar leśny	8.8	5.8	17.0	5
9	Rodaki	obszar leśny	6.0	3.6	7.0	6
10	Ryczówek	poła uprawne/lasy	19.7	14.4	27.0	6
10a	Ryczówek	poła uprawne/lasy	14.0	11.7	16.2	4
11	Ryczówek	poła uprawne/lasy	13.8	12.0	16.1	5
12	Ryczówek	obszar leśny	7.4	4.5	10.2	2
13	Ryczówek	poła uprawne/lasy	13.8	10.8	17.3	3
14	Ryczówek	poła uprawne/lasy	8.4	4.2	12.6	2
15	Kwaśniów	poła uprawne/lasy	14.5	4.2	18.0	6
16	Krzywopłaty	poła uprawne/lasy	12.5	8.6	19.8	6
17	Bydlin	poła uprawne/lasy	22.0	18.6	30.0	6
18	Cieślin	poła uprawne/lasy	17.2	11.8	25.8	6
19	Cieślin	poła uprawne/lasy	15.9	–	–	1
20	Zarzecze	poła uprawne/lasy	25.4	25.0	25.8	2
20a	Zarzecze	poła uprawne/lasy	12.0	–	–	1
21	Pazurek	poła uprawne/lasy	28.2	8.4	48.0	2

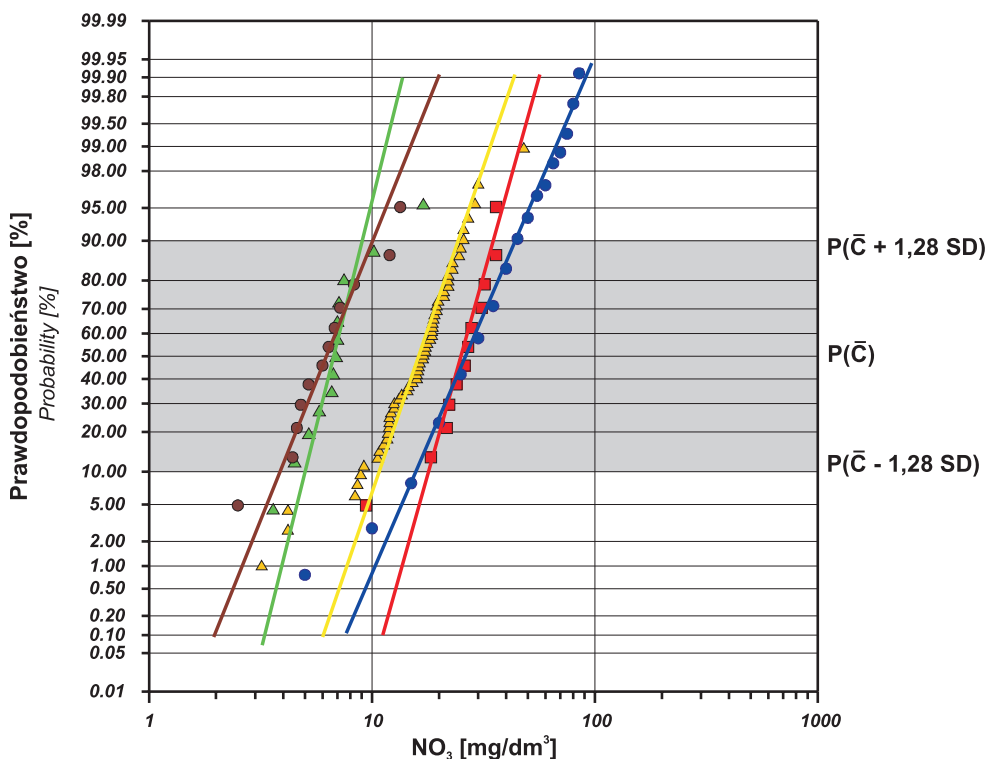


Fig. 7. Wykres probabilistyczny stężeń azotanów w badanych próbkach wody: kolor brązowy – ugory, kolor zielony – lasy, kolor żółty – pola, w tym również pola i lasy, kolor czerwony – obszar zabudowane, kolor niebieski – ujęcia

Fig. 7. Probabilistic diagram of the nitrate concentrations in the tested water samples: fallow (brown colour), woods (green colour), cultivated fields also with woods (yellow colour), built-up areas (red colour), water intakes (blue colour)

Zakresy tła hydrogeochemicznego dla źródeł porównano z tłem azotanowym w 13 ujęciach ujmujących wodę z poziomu jury górnej w obszarze badań (Fig. 5, Tab. 4). Średnie stężenia azotanów w poszczególnych ujęciach wahają się w szerokim zakresie: od 18.2 mg NO₃/dm³ w studni nr 101 – Chrząstowice (dane sanepidu) do 49.1 mg NO₃/dm³ w studni nr 110 w Troksie (dane PWiK). Ujęcie w Troksie nie było eksploatowane w latach 2002–2007 z powodu przekroczenia wartości dopuszczalnych azotanów w ujmowanej wodzie.

Dane dotyczące stężeń azotanów w wodzie ze wszystkich ujęć zostały udostępnione przez stację terenową sanepidu w Olkuszu. Dodatkowo, dla ośmiu studni, uzyskane zostały dane z PWiK w Olkuszu. Opróbowania w przypadku PWiK są regularne i odbywają się comiesięcznie. W przypadku sanepidu pomiary wykonywane są ze zmienną częstotliwością wynoszącą od kilku miesięcy do 2 lat. W odniesieniu do prób pobranych w tym samym czasie, a przeanalizowanych przez dwa różne laboratoria wykonano ocenę korelacji wyników pomiarów (Fig. 8).

Tabela (Table) 4

Stężenia azotanów w wodach ujęć na obszarze badań
Nitrate concentration in the well-water of the study area

Nr studni <i>Well</i>	Lokalizacja/nr wg Banku HYDRO <i>Location/HYDRO No</i>	Strefa zafiltrowana <i>Screen zone [m p.p.t.]</i>	Głębokość do zwierciadła wody <i>Depth to water table [m p.p.t.]*</i>	Stężenie azotanów – PWiK <i>NO₃ concentration – PWiK [mg NO₃/dm³]</i>		Liczba pomiarów <i>Number of samples</i>	Stężenie azotanów – sanepid <i>NO₃ concentration – sanepid [mg NO₃/dm³]</i>			Liczba pomiarów <i>Number of samples</i>
				przeciętne <i>average</i>	max		przeciętne <i>average</i>	min	max	
101	Chrzastowice /PK02-202	50–130 (3 odc.)	16.0	b.d.	b.d.	b.d.	18.21	44.29	4.43	16
102	Domaniewice /PK02-597	24–28	16.5	b.d.	b.d.	b.d.	26.22	35.43	19.93	16
103	Dłużec1 /PK02-43	87–102	31.0	b.d.	b.d.	b.d.	46.59	63.77	28.00	22
104	Dłużec2 /PK02-598	80–100	33.0	b.d.	b.d.	b.d.	46.20	53.14	42.51	9
105	Jangrot /PK02-216	99.3–133.5 (3 odc.)	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	39.63	50.49	28.00	14
106	Góry Bydlińskie/PK02-39	93–98	62.3	26.56	80.16	7.00	26.37	42.40	16.00	14
107	Bydlin/PK02-658	29–68 93–108	0.35	20.60	40.00	5.31	19.94	23.50	7.00	13
108	Michałówka/PK02-493	91.5–97.5 109.5–115.5	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	31.64	40.03	19.04	16
109	Podlesie Rabsztyńskie /PK02-491	40–53 60–68	20.0	35.47	78.83	5.00	35.00	44.30	21.00	15
110	Troks/PK02-214	82.4–93.1	67.1	49.13	88.57	4.00	43.59	53.10	24.00	14
111	Bracjówka/PK02-198	131–137 150–156	75.1	26.20	53.14	3.00	27.45	36.30	16.00	15
112	Kosmołów/PK02-109	103–115	42.2	27.80	79.71	4.00	32.86	39.00	24.00	12
113	Zadole Kosmołowskie /PK02-108	48–58	34.3	25.32	49.00	4.00	25.72	35.40	18.00	14

* Stan na październik 2001 (Szafarczyk 2002) / *Sampled in October 2001; b.d. – brak danych / no data*

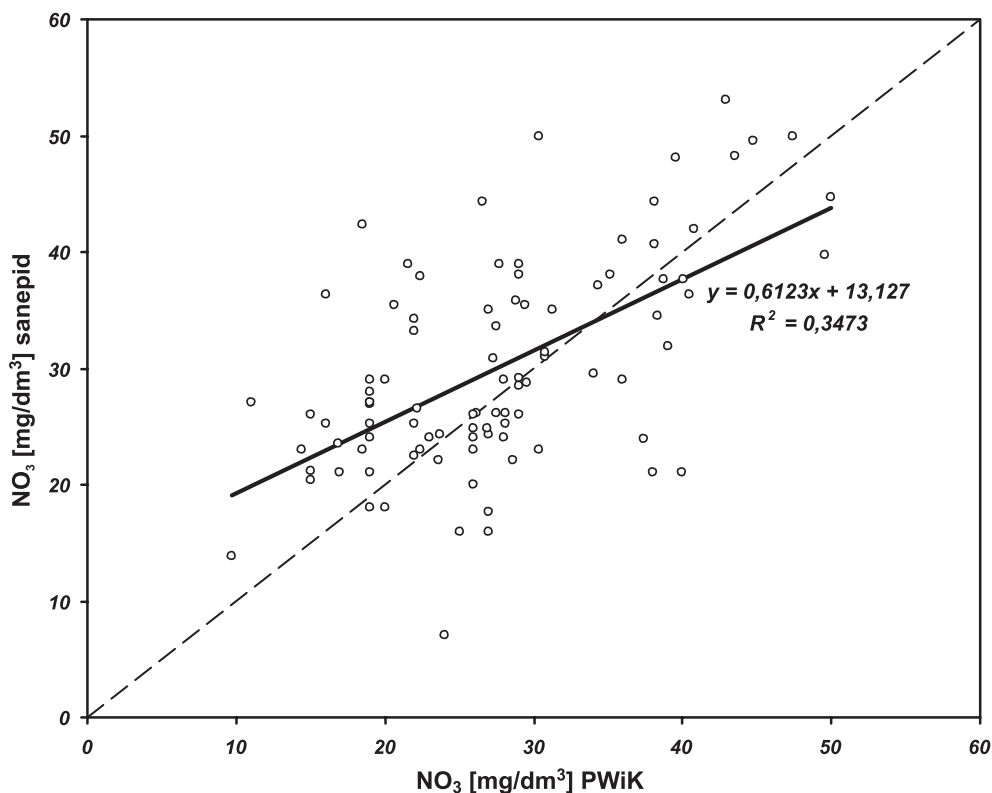


Fig. 8. Korelacja oznaczeń stężeń azotanów w próbkach wody z ujęć w rejonie olkuskim, wykonanych w laboratoriach sanepidu oraz PWiK

Fig. 8. Correlation of the nitrate concentrations in the water samples from water intakes in the Olkusz region, data from laboratories of the sanepid and PWiK

Brak korelacji między wynikami analiz uzyskanych z różnych laboratoriów nie przejawiał się w obliczeniach wartości przeciętnych stężeń azotanów. Niewielkie różnice wystąpiły jedynie w przypadku ujęcia w Troksie (nr 110) oraz Kosmołowie (nr 112) (Tab. 4).

Przy ocenie tła hydrogeochemicznego uwzględniono wszystkie dane o stężeniach azotanów w ujęciach. Uzyskany wykres prawdopodobieństwa dla azotanów w ujęciach ma podobny przebieg jak w przypadku źródeł z terenów zabudowanych (Fig. 7). Zakres tła hydrogeochemicznego jest w przypadku ujęć nieznacznie szerszy i wynosi 15–44 mg NO_3/dm^3 . Generalnie podwyższone w stosunku do wód źródeł stężenia azotanów w ujęciach można tłumaczyć dopływem zanieczyszczeń bytowych z nieskanalizowanych obszarów zabudowanych, które znajdują się w sąsiedztwie ujęć. Ponieważ studnie ujęciowe są zafiltrowane na znacznych głębokościach i ujmują wodę głębszego krążenia, możliwe jest także, że podwyższone względem wody ze źródeł stężenia azotanów są efektem dłuższego czasu dopływu od obszarów zasilania, na które to obszary, jeżeli były zagospodarowane rolniczo, wprowadzano przed rokiem 1989 zdecydowanie wyższe niż aktualnie dawki nawozów.

TENDENCJE ZMIAN STĘŻEŃ AZOTANÓW W CZASIE

W celu wykazania tendencji zmian stężeń w czasie przeanalizowano zakresy tła hydrogeochemicznego azotanów w poszczególnych sześciu seriach pomiarowych zrealizowanych dla źródeł we wrześniu 2001, wrześniu i listopadzie 2006, marcu i lipcu 2007 oraz kwietniu 2008 roku (Fig. 9). Porównanie tych zakresów nie wykazuje istotnych tendencji zmian w okresie 2001–2008.

Serie pomiarów wykonywane od września 2006 do lipca 2007 roku, średnio co trzy miesiące, miały w założeniu wykazać ewentualną sezonowość zmian stężeń azotanów, związaną z cyklem wegetacyjnym. Zakresy tła w przypadku poszczególnych serii są zbliżone. Jedynie w przypadku serii z marca 2007 roku zaobserwowano nieznacznie niższe stężenia, ale nie można na tej podstawie wyciągnąć uogólniającego wniosku, gdyż przykładowo pomiary wykonane rok później – wiosną 2008 roku, wykazały nieznacznie podwyższone stężenia. Brak wyraźnej sezonowości w zakresach stężeń azotanów jest prawdopodobnie spowodowany różnym czasem dopływu wody z obszarów zasilania, z których w przypadku terenów rolniczo zagospodarowanych przenika sezonowo zmienny ładunek zanieczyszczenia związkami azotu, do miejsc drenażu, które stanowią badane źródła.

W przypadku studni ujęciowych z obszaru badań dysponowano ciągami danych dla okresu 1995–2007, co pozwoliło na wykonanie wykresów obrazujących zmienność stężeń azotanów w czasie. Wykresy te dla wybranych czterech ujęć o zróżnicowanej lokalizacji przedstawia figura 10. Zaznaczone linie trendu wskazują na słabą tendencję spadkową stężeń azotanów przy jednoczesnej znacznej ich zmienności. Może to świadczyć o regionalnym, niewielkim ograniczeniu ładunku azotu docierającego do wód podziemnych głębszego krążenia w zbiorniku jurajskim.

Wahania stężeń azotanów nie wynikają prawdopodobnie z sezonowej zmienności ładunku azotanów wymywanych do wód podziemnych, gdyż czasy migracji zanieczyszczeń w przypadku wód głębszego krążenia są długie. Wahania te należy raczej powiązać ze zmiennym zasilaniem infiltracyjnym GZWP 326 związanym istotnie z wysokością opadów. W latach 1991–1995 średni roczny opad pomierzony na posterunku opadowym w Wolbromiu wyniósł 690 mm, a na posterunku Olkusz-Olewin – 678 mm i był zdecydowanie niższy niż w okresie 1996–2000, kiedy wyniósł odpowiednio: w Wolbromiu – 816 mm, w Olkuszu – 876 mm (Haładus *et al.* 2001). Ekstremalnie mokrym rokiem był 1997, kiedy to opad w Olkuszu wyniósł 1055 mm. Tak istotnie podwyższone zasilanie, potwierdzone wzmożonym dopływem wód do wyrobisk kopalń rejonu olkuskiego (Adamczyk Z. & Motyka 2000b), spowodowało rozcieńczenie występującego w wodach podziemnych ładunku zanieczyszczeń i spadek stężeń azotanów. Widoczne jest to zwłaszcza w przypadku ujęć, w których przed 1997 rokiem stężenia NO_3 znacznie przekraczały dopuszczalną zawartości azotanów w wodach przeznaczonych do picia i wynoszącą $50 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ (Podlesie Rabsztyńskie nr 109 – Fig. 10; Góry Bydlińskie nr 106, Troks nr 110, Braciejówka nr 111), w których między rokiem 1997 a 2001/2002 notuje się wyraźne obniżenie stężeń azotanów. Spadek ten jest także zauważalny w przypadku innych studni o przeciętnie niższych stężeniach azotanów, np. Zadole Kosmołowskie nr 113 i Bydlin nr 107 (Fig. 10) oraz Kosmołów nr 112.

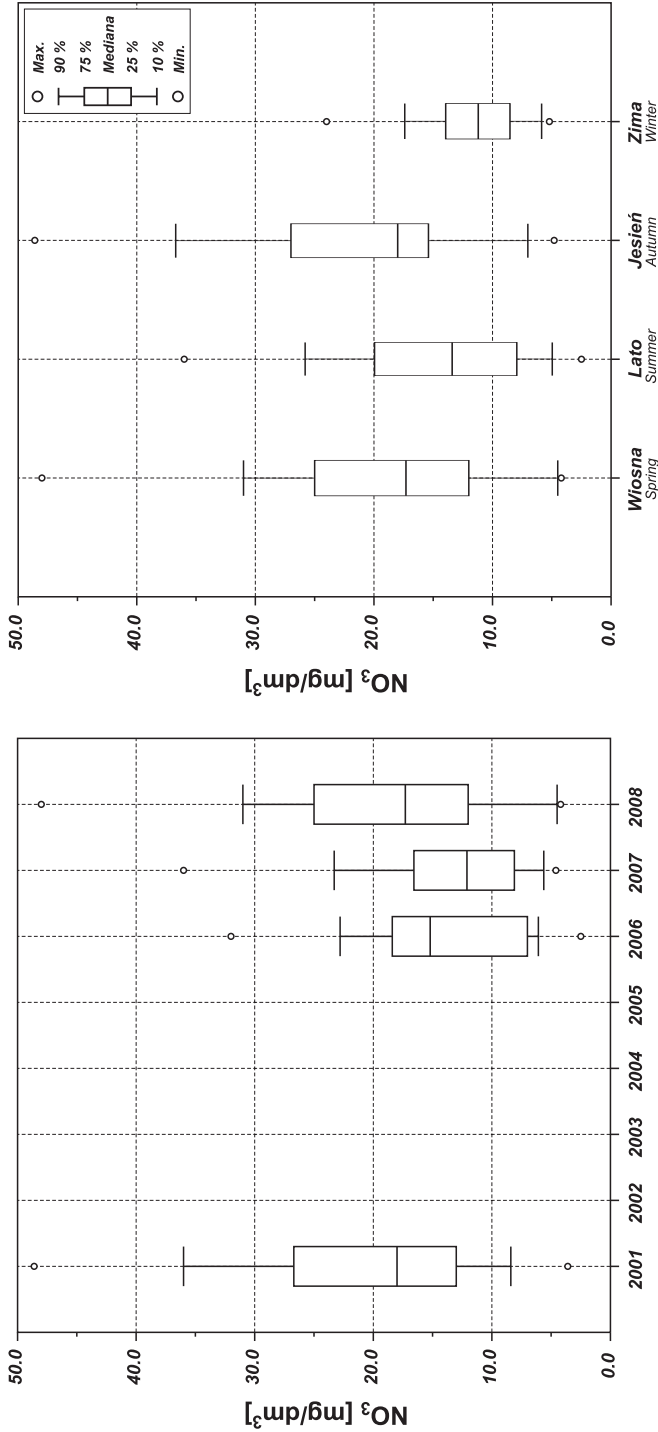


Fig. 9. Wykresy skrzynkowe dla badanych wód piętra jurajskiego ujmowanych przez źródła
Fig. 9. Box-plot diagrams for the Jurassic groundwater from springs

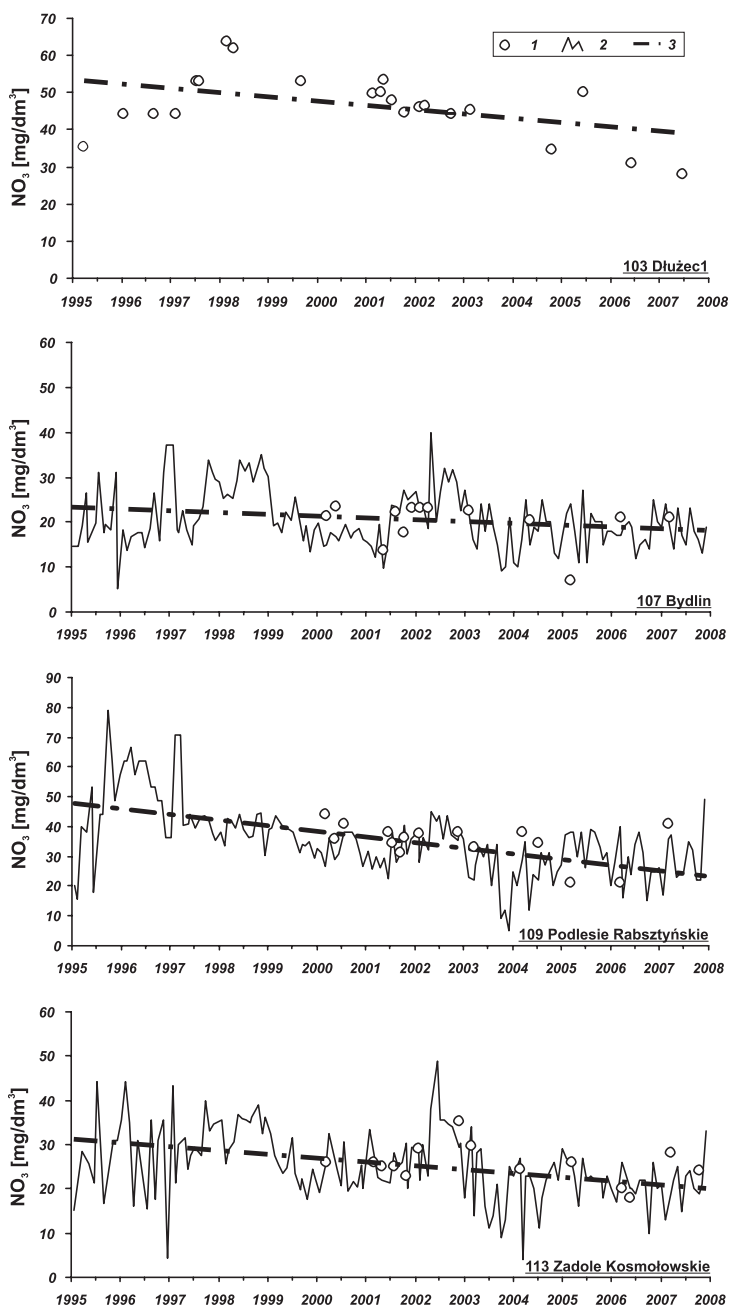


Fig. 10. Czasowa zmienność stężeń azotanów w wybranych ujęciach z rejonu olkuskiego: 1 – dane wg sanepidu, 2 – dane wg PWiK, 3 – linia trendu

Fig. 10. Temporal changes of the nitrate concentrations in selected water intakes from the Olkusz region: 1 – data from sanepid, 2 – data from PWiK, 3 – trend line

PODSUMOWANIE

Jakość wód jurajskiego piętra wodonośnego w obszarze badań wpływa na jakość wód pozostałych pięter wodonośnych. Ponieważ głównym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód GZWP 326 w rejonie badań jest jon azotanowy, zatem zmienność jego stężeń w wodach podziemnych obszaru badań stanowiła podstawę oceny zróżnicowania przestrzennego i czasowych tendencji zmian jakości.

Zaznacza się pewne zróżnicowanie stężenia azotanów związane z charakterem zagospodarowania terenu. Najniższe stężenia wykazały źródła, których obszary spływu są zagospodarowane jako trwałe ugory lub lasy. Najwyższe stężenia wykazały źródła z terenów zabudowanych. Mało intensywna gospodarka rolna, przejawiająca się głównie zugorowaniem znacznych obszarów uprawowych, powoduje, że wpływ rolnictwa na jakość wód w rejonie badań jest mniejszy.

Podwyższone w stosunku do źródeł stężenia azotanów w studniach ujęciowych mogą być skutkiem dopływu zanieczyszczeń bytowych ze znajdujących się w pobliżu nieskanalizowanych obszarów zabudowanych lub wskazywać na opóźnioną reakcję wód głębszego krążenia na zmniejszenie presji ze strony obszarowego ogniska zanieczyszczeń, jakim są tereny rolnicze.

Brak jest podstaw do wyciągnięcia jednoznacznych wniosków dotyczących sezonowości zmian jakości wód podziemnych. Wynikać to może z różnych czasów reakcji źródeł na cykl wegetacyjny roślin i sezonowości zabiegów agrotechnicznych.

Stężenia azotanów w studniach ujęciowych z okresu 1995–2007 wykazują słabą tendencję spadkową. Obserwowaną zmienność stężeń należy wiązać przede wszystkim ze zmiennym zasilaniem infiltracyjnym zbiornika, czyli z silnym zróżnicowaniem wysokości opadu. Dodatkowo wysoka podatność na zanieczyszczenie jurajskiego zbiornika wód podziemnych o charakterze szczelinowo-krasowym może istotnie wpływać na wzrost zmienności jakości wód. Systematyczne opróbowanie źródeł i ujęć dostarcza danych o skali tej zmienności.

Praca została częściowo wykonana w ramach badań statutowych Katedry Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH – umowa 11.11.140.139 oraz projektu badawczego MNiSW nr NN 525 2058 33.

LITERATURA

- Adamczyk A.F., 1990. Wpływ górnictwa rud cynku i ołowiu w rejonie olkuskim na wody podziemne i powierzchniowe. *Zeszyty Naukowe AGH*, 1368, *Sozologia i Sozotechnika*, 32, 41–56.
- Adamczyk A.F., Duda R., Haładus A. & Motyka J., 1997a. *Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000. Arkusz Olkusz (945)*. PIG, Warszawa.
- Adamczyk A.F., Duda R., Haładus A. & Motyka J., 1997b. *Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000. Arkusz Ogrodzieniec (913)*. PIG, Warszawa.

- Adamczyk Z. & Motyka J., 1997. Wstępna ocena infiltracji wód z rzeki Białej Przemszy i jej dopływów. W: *Materiały 3. i 4. Międzynarodowej Szkoły Ochrony Przyrody Obszarów Krasowych, Pálava 11–15.09.1995, Smoleń 03–06.09.1996*, Wyd. Zarząd Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych, Dąbrowa Górnicza, 61–70.
- Adamczyk Z. & Motyka J., 2000a. Rozwój dopływów do kopalń rud cynku i ołowiu w rejonie Olkusza. *Przegląd Geologiczny*, 48, 2, 171–175.
- Adamczyk Z. & Motyka J., 2000b. Wpływ wysokich opadów w lipcu 1997 roku na zawodnienie olkuskich kopalń rud cynku i ołowiu. *Prace Naukowe UŚ, 1922, Kras i Speleologia*, 10 (XIX), 45–66.
- Baścik M., Chelmicki W. (red.), Korska A., Pociask-Karteczka J. & Siwek J., 2001. *Źródła Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej i Miechowskiej. Zmiany w latach 1973–2000*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków.
- Bielec B., 1999. *Własności hydrogeologiczne przestrzeni porowej skał zwięzłych w Polsce*. Wydział GGiOŚ AGH, Kraków (praca doktorska).
- Burzewski W., 1969. Strukturalne warunki jury olkusko-wolbromskiej jako brzegowe dla hydrodynamiki złóż naftowych niecki nidziańskiej. *Prace Geologiczne PAN*, 61, 1–85.
- Choquette P.W. & Pray L.C., 1970. Geologic nomenclature and classification of porosity in sedimentary carbonates. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 54, 2, 207–250.
- Dynowska I., 1983. Źródła Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej i Miechowskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 11, 1–244.
- Goc P., Górny A., Kłojzy-Karczmarczyk B. & Motyka J., 2000. Azotany w wodach jaskiń południowej części Wyżyny Krakowskiej, *Prace Naukowe UŚ, 1922, Kras i Speleologia*, 10 (XIX), 67–83.
- Haładus A., Kulma R. & Szczepańska J., 2001. *Badania modelowe zmian stosunków wodnych w warunkach likwidacji olkuskich kopalń rud Zn-Pb*. Archiwum Zakładu Hydrogeologii i Ochrony Wód, Wydział GGiOŚ AGH, Kraków.
- Kania J., 2002. Wpływ likwidacji kopalń odkrywkowych siarki na zmiany stosunków wodnych w ich otoczeniu. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 403, 5–61
- Kleczkowski A.S., 1972. Wody powierzchniowe i podziemne Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 1, 31–67.
- Krajewski S. & Motyka J., 1999. Model sieci hydraulicznej w skałach węglanowych w Polsce. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 388, 115–138.
- Krawczyk W.E., Opołka-Gądek J., & Tyc A., 1991. Zanieczyszczenia wód podziemnych Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej związkami azotu. *Kształtowanie Środowiska Geograficznego i Ochrona Przyrody na Obszarach Uprzemysłowionych i Zurbanizowanych*, Katowice – Sosnowiec, 1, 27–33.
- Krawczyk W.E., Pulina M. & Tyc A., 1990. Zmiany położenia zwierciadła i degradacja jakości wód podziemnych w utworach jurajskich rejonu olkuskiego. *Zeszyty Naukowe AGH, 1386, Sozologia i Sozotechnika*, 32, 57–66.
- Leszkiewicz J. & Rózkowski J., 2000. Response of karst-fissure springs to infiltration recharge in the area of Ojców National Park (Cracow Upland, southern Poland). *Prace Naukowe UŚ, 1922, Kras i Speleologia*, 10 (XIX), 27–43.

- Liszkowska E. & Pacholewski A., 1989. Ilościowa ocena struktury hydraulicznej masywu wapieni górnojurajskich zlewni Wiercicy. W: *Wody szczelinowo-krasowe i problemy ich ochrony*, Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 21–32.
- Macioszczyk A. & Dobrzyński D., 2007. *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mazurek M. & Zwoliński Z., 2001. *Stan geoekosystemów Polski w roku 2000*. [online] <http://main.amu.edu.pl/~zmsp/stan00/stan2000.html>, Instytut Badań Czwartorzędu i Geoekologii UAM, Poznań, <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2000/Clock2.class> [24.02.2009 – data dostępu].
- Motyka J. & Rózkowski K., 2003. Wstępne wyniki badań wpływu ucieczek wody z Białej Przemszy na zawodnienie kopalń rud cynku i ołowiu „Pomorzany” (południowa Polska). W: *XI Narodni Hydrogeologický Kongres – Sbornik*, Ostrava, 215–218.
- Motyka J. & Wilk Z., 1976. Pionowe zróżnicowanie wodoprzepuszczalności węglanowych skał triasowych w świetle statystycznej analizy wyników próbnych pompowań (monoklina śląsko-krakowska). *Kwartalnik Geologiczny*, 20, 2, 381–399.
- Motyka J., 1988. Węglanowe osady triasu w olkusko-zawierciańskim rejonie rudnym jako środowisko wód podziemnych. *Zeszyty Naukowe AGH*, 1157, *Geologia*, 36, 1–109.
- Motyka J., 1998. A conceptual model of hydraulic networks in carbonate rocks, illustrated by examples from Poland. *Hydrogeological Journal*, 6, 4, 469–482.
- Motyka J., Adamczyk Z. & Czop M., 2006. Wpływ odwadniania olkuskich kopalń rud cynku i ołowiu na stosunki wodne w piętrze jurajskim. *Prace i Materiały Muzeum im. prof. Wł. Szafera*, Ojców, 16, 9–19.
- Motyka J., Pulido-Bosch A., Borczak S. & Gisbert J., 1998. Matrix hydrogeological properties of Devonian carbonate rocks of Olkusz (Southern Poland). *Journal of Hydrology*, 211, 140–150.
- Nowak W.A., 1993. Skrasowienie podziemne wapieni i jego odzwierciedlenie w rzeźbie Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej w rejonie Częstochowy. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 21, 9–137.
- Podolska K., 2008. *Tendencje zmian jakości wód podziemnych w GZWP 326 w rejonie olkuskim*. Wydział GGiOŚ AGH, Kraków (praca dyplomowa).
- Prussak W., 1981. *Wpływ górnictwa rud cynku i ołowiu w rejonie olkuskim na wielkość przepływu Białej Przemszy*. Wydział GGiOŚ AGH, Kraków (praca doktorska).
- Rózkowski J., 2006. Wody podziemne utworów węglanowych południowej części Jury Krakowsko-Częstochowskiej i problemy ich ochrony. *Prace Naukowe UŚ*, 2430, 1–263.
- Rózkowski J., Rózkowski A. & Pacholewski A., 1996. Jakość wód szczelinowo-krasowych z utworów Jury Krakowsko-Częstochowskiej i ogniska ich degradacji. *Prace Naukowe UŚ*, 1527, *Kras i Speleologia*, 8, XVII, 35–43.
- Szafarczyk T., 2001. *Jakość wód podziemnych w północno-wschodniej części rejonu olkuskiego*. Wydział GGiOŚ AGH, Kraków (praca dyplomowa).
- Tyc A., 1997. Wpływ antropopresji na procesy krasowe Wyżyny Śląsko-Krakowskiej na przykładzie obszaru Olkusz-Zawiercie. *Prace Naukowe UŚ*, 1633, *Kras i Speleologia*, nr specjalny 2, 1–176.

- Wilk Z. & Motyka J., 1977. Kontakty między poziomami wodonośnymi w olkuskim rejonie kopalnictwa rud. *Rocznik Polskiego Towarzystwa Geologicznego*, 47, 1, 115–143.
- Wilk Z., 2003. Rejon olkuski. W: Wilk Z., Bocheńska T. (red.), *Hydrogeologia polskich złóż kopalin i problemy wodne górnictwa*. 2, UWND AGH, Kraków, 242–279.
- Wilk Z., Kawalec T., Motyka J. & Zuber K., 1989. Wpływ form krasowych na ukształtowanie pola hydrodynamicznego w otaczających skałach. *Prace Naukowe UŚ*, 1060, *Kras i Speleologia*, 6 (XV), 7–22.
- Witczak S., Duda R. & Foryciarz K., 1999. Wydatek jednostkowy studni jako proponowana podstawowa charakterystyka wodonośności dla potrzeb MhP (Mapy hydrogeologicznej Polski) 1 : 50 000. W: *Współczesne problemy hydrogeologii*, 9, PIG Warszawa, 357–364.
- Zuber A. & Motyka J., 1994. Matrix porosity as the most important parameter of fissured rocks for solute transport of large scales. *Journal of Hydrology*, 158, 19–46.

Summary

Jurassic aquifer constitutes Major Groundwater Basin (MGWB) 326 which is located in the Upper Jurassic carbonate formation. The hydrodynamic conditions in this karstic-fissured-porous aquifer in the Olkusz region are very complex, with different types of hydraulic connection with neighbouring Quaternary, Triassic and Paleozoic aquifers (Figs 1, 2). The original hydrogeologic conditions have been strongly modified by nearby Zn-Pb mines drainage (Fig. 3). It was assumed that as spring regime indicates local drainage, the quality of spring-water could reflect the land use of recharge area (Figs 5, 6). Six spring sampling series have been realized in 2001–2008 years (Tab. 3). The chemical type of groundwater in the investigated aquifer vary from Ca-HCO₃ to Ca-HCO₃-SO₄ as shown on the diagram in figure 4. Nitrates have been the main indicator of groundwater pollution. The quality of groundwater from deeper part of the Jurassic aquifer is represented by nitrate concentration in 13 intake wells in the years 1995–2007 (Tabs 1, 2, Fig. 8). Nitrate baseline in spring-water vary from 4–10 mg NO₃/dm³ for the catchments with permanent fallows, 5–9 mg NO₃/dm³ for the forest ones, to 17–36 mg NO₃/dm³ for the urban areas. The catchments with mixed – agricultural and forest – land use show the intermediate nitrate baseline (10.5–25 mg NO₃/dm³) (Fig. 7). The nitrate baseline in deep well-water (15–44 mg NO₃/dm³) is similar to the urban areas one.

Ranges of nitrates in spring water for different sampling series do not vary considerably (Fig. 9). This means that fluctuations of nitrate concentration in spring water are not strongly affected by farming activity terms.

The temporal changes of nitrate in well water show slight decrease of NO₃ concentration in the Olkusz region (Fig. 10). The fluctuations of nitrate concentrations in well water are probably determined by rainfall variations.