

Migracja podstawowych zanieczyszczeń z lagun osadowych ścieków komunalnych

Agnieszka Gontaszewska*, Andrzej Kraiński*

Migration of principal pollutants from settling tanks with municipal sewage. Prz. Geol., 52: 903–909.

S u m m a r y. The influence of municipal waste water from a 70-year old settling tank on groundwater's quality has been studied. Authors have observed contamination of groundwaters in the nearest vicinity of the tank — a significant increase of Cl , SO_4 , $N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$ and K content. The extent of contamination within the whole monitored area has been analyzed. Composition of groundwater in years 1985–2002 has been shown on diagrams. A correlation between the groundwater contamination and type of area (forest, farmland, village) is reported. Local pollution sources independent of the tank have been detected.

Key words: Settling tank, pollutants migration, waste water, groundwater quality

Ścieki komunalne miasta Zbąszynek (woj. lubuskie) od końca lat 20. XX w. są gromadzone w dwu lagunach osadowych. Laguny osadowe, nazywane inaczej stawami ściekowymi, to zbiorniki ziemne, w których zachodzi samooczyszczanie surowych ścieków pod wpływem światła, tlenu oraz mikroorganizmów wodnych (Cywiński i in., 1972; Gontaszewska & Kraiński, 2003). Ten sposób oczyszczania ścieków stwarza ogromne niebezpieczeństwo dla jakości wód gruntowych wskutek możliwej infiltracji ścieków w podłoże (np. Bartosiewicz, 2002; Greinert & Greinert, 1999; Kowalik, 2001; Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Laguny osadowe znajdują się na północny wschód od miasta, niedaleko linii kolejowej Warszawa–Berlin (ryc. 1).

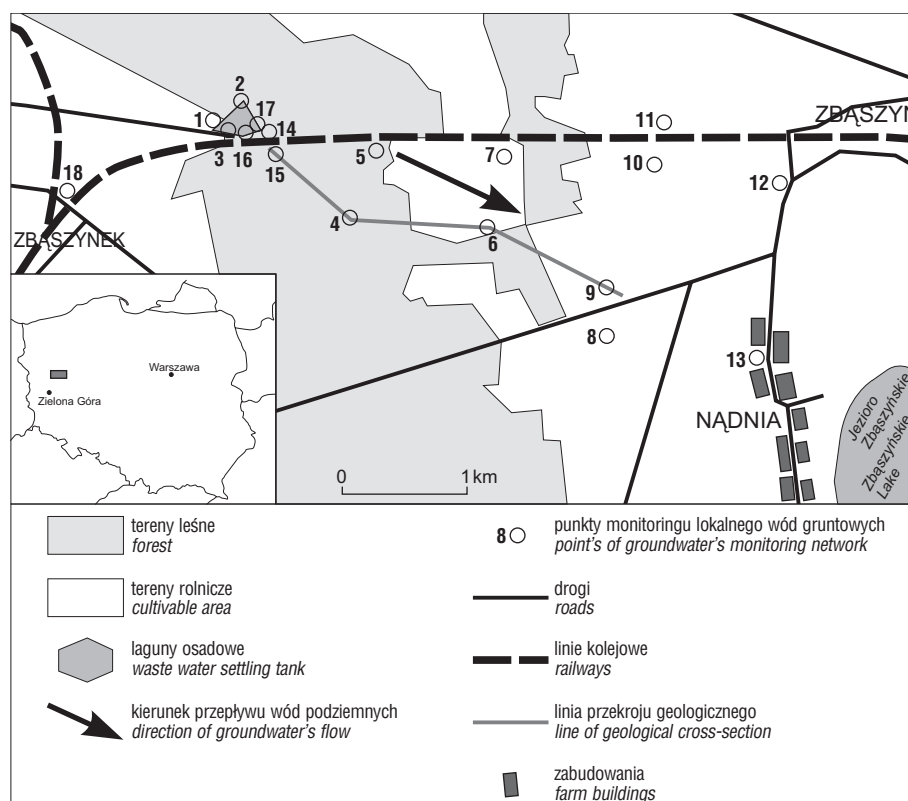
W latach 80. XX w. rozbudowano laguny osadowe, wykonano badania geologiczne oraz założono sieć monitoringu lokalnego (Curyło, 1987; Teska, 1985). Badania jakości wody, realizowane w szerokim zakresie wskaźników przez osiemnaście lat, pozwalają oszacować związek jakości wody gruntowej ze ściekami w lagunach osadowych oraz określić zasięg i skalę zanieczyszczenia. Zauważyć tu należy, że w latach 1984–1985 wykonano nowe laguny osadowe, w obrębie których infiltracja ścieków następowała bardzo intensywnie, w przeciwieństwie do lagun osadowych z lat 1940–1950, gdzie nastąpiła już kolmatacja dna. O intensywnej infiltracji ścieków w pierwszych latach użytkowania nowych lagun osadowych świadczy m.in. gwałtowne pogorszenie jakości wody pitnej sygnalizowanej przez mieszkańców okolic lagun osadowych (punkt pomiarowy nr 15, studnia „abisynka”) w 1986 r., zakończone podłączeniem gospodarstwa do wodociągu miejskiego. Osady dennie z lagun osadowych są okresowo wybierane, co przeciwdziała

kolmatacji dna i powoduje nieprzerwane wnikanie zanieczyszczeń w warstwę wodonośną.

Budowa geologiczna okolic Zbąszynka

Budowa geologiczna przypowierzchniowej części podłoża opisywanego terenu jest dokładnie rozpoznana do głębokości kilkunastu metrów p.p.t. W budowie tej wyróżnić można trzy wyraźne kompleksy osadów, wszystkie związane ze zlodowaczeniem północnopolskim (Kraiński, 2002).

W części spągowej zalegają mułki i ropy zastoiskowe związane z transgresją lądolodu północnopolskiego (glacifaza przedmaksymalna, GIV max-a), dokumentowane w



Ryc. 1. Mapa okolic Zbąszynka objętych monitoringiem lokalnym wód podziemnych
Fig. 1. Map of Zbąszynek area within a groundwater monitoring system

zastoisku zbąszyńsko-nowosolskim (Kraiński, 2002), ich nierówna powierzchnia stropowa jest położona ok. 50–65 m n.p.m. W stropie mułków zalega warstwa piasków, głównie drobnych, o bardzo zmiennej miąższości, od 0 do

*Zakład Geodezji i Geotechniki, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 2, 65-516, Zielona Góra; A.Kraiński@ib.uz.zgora.pl

kilku metrów. Powierzchnia stropowa serii piaszczystej jest położona na rzędnych 56–66 m n.p.m.

Kompleks środkowy stanowią gliny piaszczyste i piaski gliniaste, związane ze zlodowacieniem północnopolskim (glacifaza leszczyńska, GIVmax). Miąższość glin zwałowych dochodzić może do 6 m, przy czym lokalnie osadów tych brak (ryc. 2).

Osadem najmłodszym są piaski, głównie drobne, które występują niewielkimi płatami bezpośrednio od powierzchni terenu. Miąższość tych piasków nie przekracza 2 m. Stratygraficznie odpowiadają one glacifazie leszczyńskiej lub poznańskiej (poziom sandrowy).

Z badań regionalnych (Curyło, 1987; Krygowski, 1967; Kraiński, 2002) wynika, że spąg serii zastoiskowej jest położony w okolicy Zbąszynia na rzędnych 35–40 m n.p.m. Poniżej zalega kilkunastometrowej miąższości warstwa piaszczysta, która stanowi fragment tzw. Wielkopolskiej Doliny Kopalnej (Dąbrowski, 1990). Zwraca się tu uwagę, że wspomniana seria zastoiskowa (zastoisko zbąszyńsko-nowosolskie) zajmuje ograniczony obszar. Mułki i ropy tej serii występują w stropie glin zwałowych zlodowacenia środkowopolskiego, szeroko rozprzestrzenionych tak na Ziemi Lubuskiej, jak i w Wielkopolsce (Krygowski, 1967; Kotowski & Kraiński, 2001; Lindner, 1992; Lindner & Marks, 1995).

Warunki hydrogeologiczne podłoża lagun osadowych

W rejonie omawianych lagun osadowych występuje jedna warstwa wodonośna, lokalnie dwudzielna, poziomu czwartorzędowego. Swobodne (lokalnie napięte) zwierciadło wody stabilizuje się na rzędnej ok. 63 m n.p.m. Spadek zwierciadła wody ma kierunek południowo — wschodni, w stronę Jeziora Zbąszyńskiego. Jezioro to położone jest w odległości 3 km od lagun osadowych. Rzędna zwierciadła wody jeziora wynosi średnio 52,8 m n.p.m.

Spadek zwierciadła wody, ustalony za pomocą sieci piezometrów, określono na $i = 0,002$, natomiast wartość współczynnika filtracji na $k = 1$ m/h (jak dla piasków drobnych) a porowatość efektywną na $n_e = 0,32$. Przyjęte wartości pozwalają oszacować prędkość poziomą przepływu wody wg zależności $v_r = (k \cdot i) : n_e$ na 0,15 m/d. Oznacza to, że w ciągu 1 roku zasięg potencjalnych zanieczyszczeń może zwiększyć się o 55 m, a w ciągu 18 lat o kilometr. Potencjalne zanieczyszczenie Jeziora Zbąszyńskiego możliwe jest po ok. 50 latach, tzn. że ist-

niejące od 70 lat laguny osadowe mogą już wpływać na jakość wody w jeziorze.

Metodyka badań

Na przełomie lat 1985/1986 oddano do użytku nowe laguny osadowe. Tuż przed ich otwarciem wykonano badania fizykochemiczne wody podziemnej w piezometrach położonych w okolicy lagun osadowej (ryc. 1). Od tego czasu wykonuje się systematyczne pomiary jakości wody gruntowej w ramach monitoringu lokalnego, (składającego się z osiemnastu punktów poboru próbek wody gruntowej i ścieków (ryc.1), z częstotliwością około raz na 3 miesiące.

Punkty monitoringu lokalnego rozmieszczone są na linii spływu wód gruntowych, na wschód od lagun osadowych. Autorzy podzielili punkty monitoringu na 5 grup, w zależności od odległości punktu od lagun osadowych. Pierwsza grupa to punkty 1, 2, 3, 14, 15 („otoczenie lagun osadowych”), druga 4 i 5, („las I”) trzecia 6 i 7 („las II”), czwarta 8, 9, 10 i 11 („pola”) oraz piąta — punkty 12 i 13 („Nądnia”).

Przy analizie infiltracji zanieczyszczeń ze ścieków znajdujących się w lagunach osadowych do wód gruntowych oraz ich dalszego przemieszczania się w warstwie wodonośnej uśredniono wyniki w obrębie poszczególnych grup. Na skład wód gruntowych, oprócz zanieczyszczeń przenikających z lagun osadowych, może mieć wpływ działalność rolnicza (punkty 6–11), a także zanieczyszczenia bytowe ze wsi Nądnia (punkty 12 i 13).

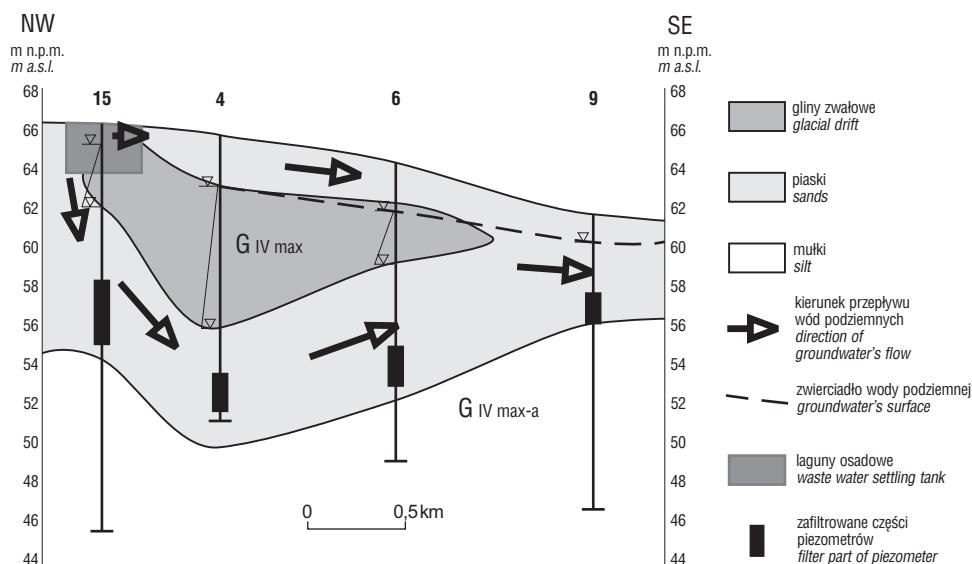
W niniejszej publikacji wykorzystano jedynie pomiary najważniejszych wskaźników zanieczyszczeń komunalnych, czyli zawartości chlorków, siarczanów, potasu, azotu amonowego, azotanowego i azotynowego; dane pochodzą z lat 1985–2002.

Punkty pomiarowe 16 i 17 to punkty poboru ścieków bezpośrednio w lagunach osadowych, a punkt 18 dotyczy rowu doprowadzającego ścieki z miasta; tworzą one razem grupę punktów „ścieki”.

Wielkość zanieczyszczeń na obszarze objętym monitoringiem

W zanieczyszczeniu wód gruntowych, poza oddziaływaniem lagun osadowych, istotną rolę może też spełniać aktualne zagospodarowanie powierzchni terenu. W bezpośrednim otoczeniu lagun osadowych, jak też w kierunku wschodnim (do ok. 2 km) znajdują się zwarte lasy sosnowe. W dalszej odległości w kierunku wschodnim

występują kolejno: obszary rolnicze, wioska Nądnia i Jezioro Zbąszyńskie. Obszary rolnicze są intensywnie uprawiane, wraz ze stosowaniem nawozów, a wieś Nądnia nie posiada sieci kanalizacyjnej. Oba te obszary mogą stanowić więc lokalne ogniska zanieczyszczeń wód gruntowych wskutek pionowej migracji rozpuszczonych i wymywanych substancji pochodzących z



Ryc. 2. Przekrój geologiczny
Fig. 2. Geological cross-section

nawożenia oraz działalności bytowej.

Chlorki. Chlorki należą do jonów wyjątkowo szybko migrujących, dlatego ich zawartość w wodzie może być dobrym wskaźnikiem rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (Macioszcyk & Jeż, 1995). Chlorki nie biorą także udziału w procesach wymiany jonowej (np. J. Gliński, 1995; K.H. Tan, 2000). Zawartość chlorków w ściekach i wodzie gruntowej, pobranej z punktów pomiarowych, przedstawia tab. 1.

Treść tab. 1, a także wykresy (ryc. 3) dobrze ilustrują przemieszczanie się w warstwie wodonośnej jonów chlorkowych pochodzących ze ścieków. Najwyższe stężenia chlorków (średnio 114 mg/dm³) zanotowano w punktach znajdujących się najbliżej lagun. W pozostałych punktach stężenia są dużo niższe — poniżej 100, a nawet 50 mg/dm³. Najmniejsze zanieczyszczenie chlorkami zanotowano w punktach „las I” (co wynikać może z obecności izolującego nadkładu (warstwy gliny) — ryc. 2) oraz w obrębie wsi Nądnia, gdzie znajdują się punkty najbardziej oddalone od lagun. Budowa geologiczna powoduje, że zanieczyszczenia migrujące z lagun pojawiają się w większych stężeniach w piezometrach należących do grup „las II” oraz „pola”, niż w bliżej położonej grupie „las I”.

Na podstawie informacji o zawartości chlorków w wodzie gruntowej pobranej przed uruchomieniem nowych lagun osadowych, a także wartości średnich dla terytorium

Polski, można oszacować tło hydrochemiczne dla chlorków na badanym terenie na ok. 15 mg/dm³. Zatem cały obszar objęty monitoringiem można uznać za zanieczyszczony chlorkami migrującymi ze ścieków zgromadzonych w lagunach osadowych. Zasięg strefy najbardziej skażonej (>100 mg/dm³) to ok. 100 m. Jeżeli jednak weźmie się pod uwagę istnienie lagun osadowych od końca lat 20. XX w., to można mówić o trwałych, antropogenicznych zmianach tła hydrogeochemicznego (zwiększoną zawartość chlorków do ok. 30–35 mg/dm³).

Zawartości chlorków w wodzie gruntowej są tu jednak niższe od maksymalnych dopuszczalnych dla wody do picia — 250 mg/dm³ (Rozporządzenie MZ z 2002 r.).

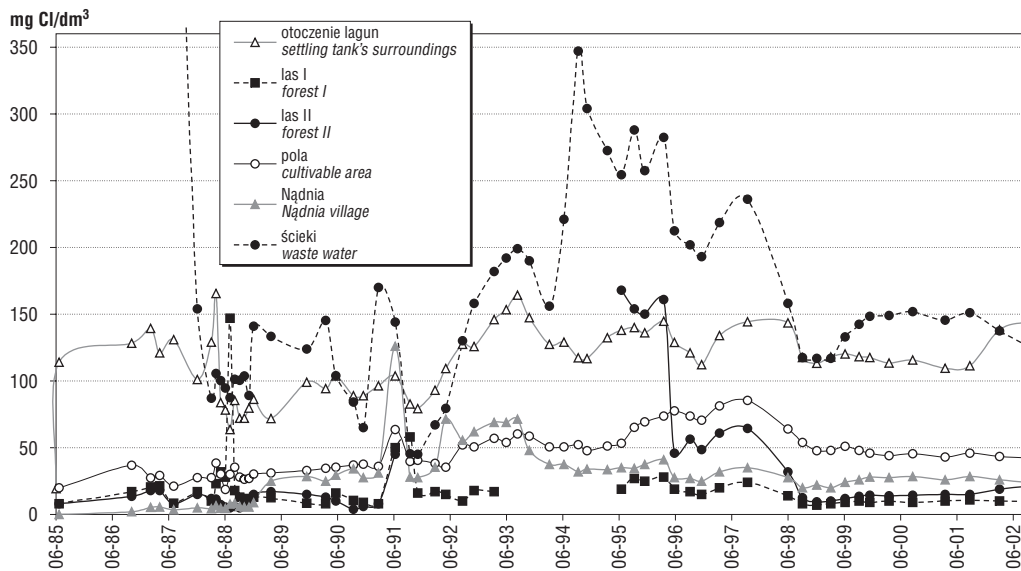
Siarczany. Siarczany, podobnie jak chlorki, są dobrymi wskaźnikami zanieczyszczeń, występują bowiem powszechnie w ściekach i wykazują znaczną ruchliwość oraz nie są adsorbowane przez koloidy glebowe (Macioszcyk & Dobrzyński, 2002).

W ściekach komunalnych Zbąszyńka ilość siarczanów waha się od 150 do 80 mg/dm³ (tab. 1, ryc. 4) i ma od 1986 r. tendencję spadkową, za wyjątkiem ostatnich dwu pomiarów (rok 2002). Jak pokazuje tab.1 zawartość siarczanów jest wyższa w wodzie gruntowej z punktów pomiarowych umieszczonych przy samej lagunie osadowej oraz z grupy „pola”, niż w samych ściekach. Prawdopodobnie można to tłumaczyć dużą ilością substancji organicznej w ściekach,

Tab. 1. Zawartość jonów w wodach gruntowych pobranych w poszczególnych grupach punktów pomiarowych, w latach 1985–2002 (dla potasu 1986–1994) (w mg/dm³)

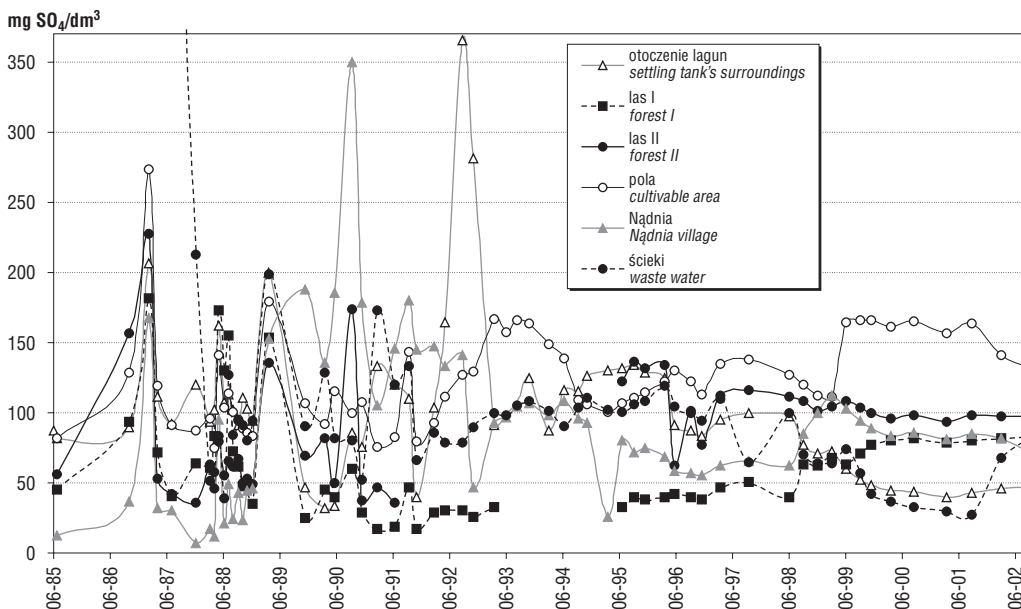
Table 1. Content of ions in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002 (for potassium 1986–1994) (in mg/dm³)

	Ścieki <i>waste water</i>	Otoczenie laguny osadowej <i>settling tank's surroundings</i>	Las I <i>forest I</i>	Las II <i>forest II</i>	Pola <i>cultivable area</i>	Nądnia <i>Nądnia village</i>
	Cl					
max.	622,7	165,5	147,0	168,0	85,03	126,0
min.	45,0	19,3	7,0	4,0	18,7	0,0
średnio <i>ave</i>	162,9	113,7	18,7	30,3	45,5	28,6
SO ₄						
max.	602	365	182	227	274	350
min.	28	35	17	36	75	7
średnio <i>ave</i>	99	103	62	89	124	89
N–NH ₄						
max.	268,7	210,0	78,00	48,6	28,10	12,50
min.	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
średnio <i>ave</i>	54,42	41,74	2,73	2,3	1,02	0,62
N–NO ₂						
max.	6,660	10,650	0,600	0,890	0,900	0,330
min.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
średnio <i>ave</i>	0,151	0,265	0,046	0,026	0,015	0,011
N–NO ₃						
max.	60,80	54,50	4,80	20,37	2,28	28,4
min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
średnio <i>ave</i>	1,24	2,53	0,49	4,71	0,34	3,033
K						
max.	1300,0	452,0	16,8	6,3	18,3	42,0
min.	3,5	2,4	0,0	0,3	0,0	0,1
średnio <i>ave</i>	43,0	46,6	2,8	1,5	1,7	7,8



Ryc. 3. Zawartość chlorków w wodach gruntowych poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1985–2002

Fig. 3. Content of chlorides in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002



Ryc. 4. Zawartość siarczanów w wodach gruntowych pobranych z poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1985–2002

Fig. 4. Content of sulfates in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002

zawierającej siarkę w formie jonu S^{2-} , która dopiero po pewnym czasie utlenia się i zostaje związana w jon SO_4^{2-} . Najniższe zawartości jonów SO_4^{2-} stwierdzono w grupie piezometrów „las I”, co może wynikać, podobnie jak w przypadku chlorków, z faktu występowania w nadkładzie warstwy wodonośnej pokładu glin izolujących przed dostępem tlenu znajdującego się w infiltrującej wodzie opadowej, i co za tym idzie, wzrostem Eh. Najwyższe ilości siarczanów stwierdzono w obrębie grupy piezometrów „pola”, jednak może to być spowodowane dodatkowym zanieczyszczeniem siarczanami pochodzącymi z nawozów. Podobnie podwyższone stężenia jonów SO_4^{2-} w obrębie wsi Nądnia można tłumaczyć lokalnymi, okresowymi zanieczyszczeniami, tym bardziej, że siarczany w wodzie ze studni wierconej oznaczonej numerem 12 nie przekraczają wartości 50 mg/dm³, a w nieodległym punkcie 13 (studnia kopana) zanotowano nawet 350 mg/dm³.

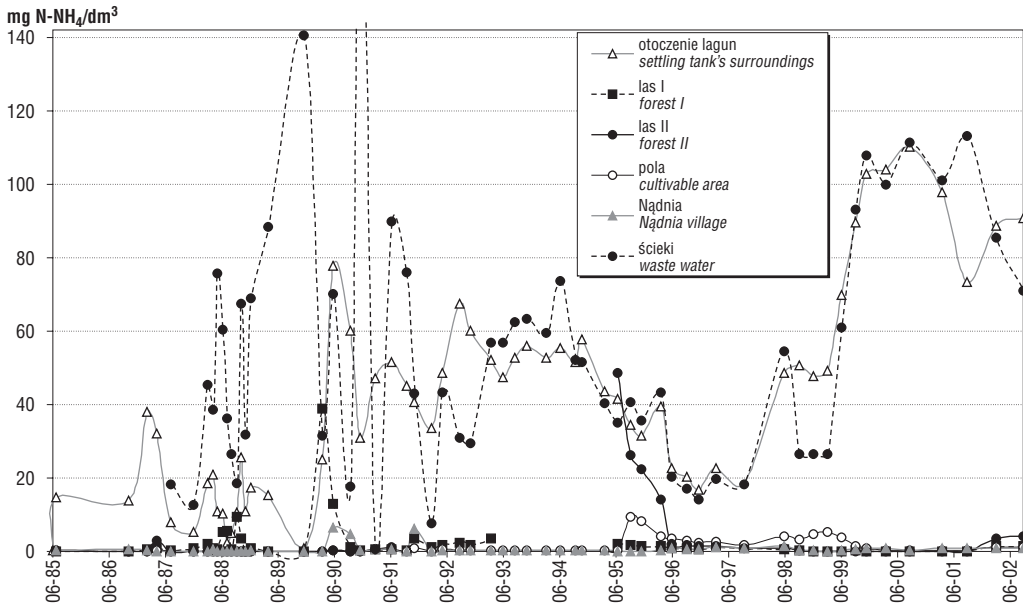
Wody podziemne w Polsce zawierają zwykle kilka — kilkanaście mgSO₄/dm³ (Macioszczyk & Dobrzyński, 2002), a tło hydrogeochemiczne wynosi maksymalnie 60 mg SO₄/dm³. Przyjmując nawet tak wysokie tło należałoby uznać, że cały teren objęty monitoringiem charakteryzuje się podwyższoną zawartością siarczanów. Nie można jednak rozstrzygnąć, w jakim stopniu podwyższone stężenia SO₄ w punkcie 12 oraz w piezometrach grupy „pola” spowodowane są zanieczyszczeniami pochodzącymi z lagun osadowych, a w jakim z innych, dodatkowych ognisk zanieczyszczeń. Zawartość siarczanów w wodzie przeznaczonej do picia nie powinna przekraczać 250 mg/dm³ (Rozporządzenie MZ z 2002); wartość ta jest przekraczana sporadycznie.

Związki azotowe.

W ramach monitoringu lokalnego bada się systematycznie zawartość azotu azotanowego, azotu azotynowego i azotu amonowego. Ich zawartość w wodzie gruntowej, pobranej z poszczególnych grup punktów pomiarowych, przedstawia tab. 1.

Jony NH₄ są trwałe jedynie w środowisku redukcyjnym i podlegają łatwo procesom sorpcyjnym, dlatego też można je obserwować jedynie blisko ognisk zanieczyszczeń. Jony te w opisywanym przypadku pochodzą głównie z rozkładu substancji organicznej znajdującej się w dużych ilościach w ściekach. W środowisku utleniającym jony NH₄ i przechodzą w formy NO₂ i NO₃, łatwiej migrujące w wodach gruntowych. Zawartość azotu amonowego w ściekach i wodzie podziemnej obszaru badań przedstawia tab. 1 i ryc. 5, 6.

Ścieki oraz woda pobrana w najbliższej okolicy lagun osadowych zawiera ogromne ilości azotu amonowego. Na pozostałym obszarze jego zawartość nie przekracza z reguły 1–2 mg/dm³ (średnia w tab. 1. jest zawyżana przez pojedyncze „piki”, wywoływane innymi ogniskami skażeń, są one widoczne na wykresie — ryc. 6). Biorąc pod uwagę Rozporządzenie MZ z 2002 r., które dopuszcza do picia wody o zawartości N–NH₄ maksymalnie 0,5 mg/dm³, należy powiedzieć, że całość obszaru objętego monitorin-

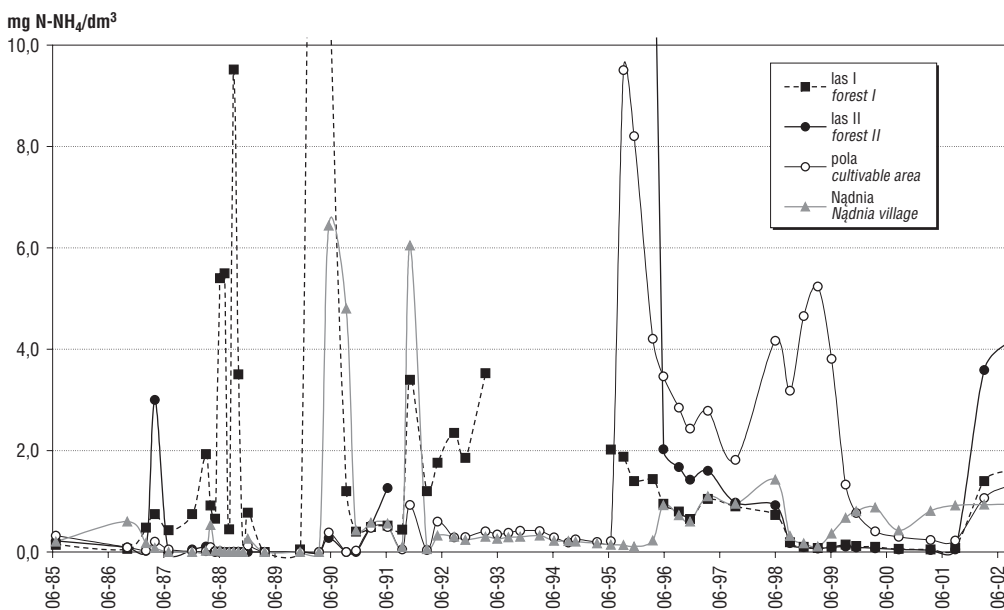


Ryc. 5. Zawartość azotu amonowego w wodach gruntowych pobranych z poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1985–2002

Fig. 5. Content of ammonia nitrogen in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002

giem wód podziemnych charakteryzuje się wodami ponadnormatywnie zanieczyszczonymi azotem amonowym. Nie można jednak rozstrzygnąć, podobnie jak w przypadku podwyższonych stężeń SO_4 , w jakim zakresie odpowiadają za ten stan zanieczyszczenia przenikające z lagun osadowych, a w jakim inne, z dodatkowych ognisk zanieczyszczeń. Na ryc. 6. (w dokładniejszej skali niż na ryc. 5) widoczny jest bowiem nagły wzrost zawartości $N-NH_4$, praktycznie we wszystkich grupach pomiarowych, nawet tych najbardziej oddalonych od lagun osadowych. Są to w szczególności piezometry nr 6, 7, 9, 10 oraz 13, znajdujące się na polach uprawnych oraz wśród zabudowań (ryc.1). Wydaje się, że wzrost ten nie może być spowodowany zwią-

źródłem azotu azotynowego w wodzie podziemnej jest utlenianie azotu amonowego w warunkach oksydacyjnych. Ponieważ w wodzie gruntowej panują zwykle bardziej utleniające warunki niż w samych ściekach, to zawartość azotu azotynowego w punktach pomiarowych zlokalizowanych na obrzeżu lagun osadowych jest wyższa niż w ściekach (tab. 1, ryc. 7), natomiast maleje wraz z ległością, jaką pokonuje woda, ponieważ azot azotynowy ulega dalszej przemianie w azot azotanowy. Rozporządzenie MZ z 2002 r. dopuszcza wody do picia o maksymalnej zawartości jonów azotynowych $0,50 \text{ mg/dm}^3$, co odpowiada $0,15 \text{ mg N-NO}_2$. Wartość ta, przez ostatnie 10 lat, przekraczana jest jedynie w wodzie z punktu 3 (grupa „otoczenie lagun osadowych”) oraz w ściekach (ryc. 7).



Rys. 6. Zawartość azotu amonowego w wodach gruntowych pobranych z grup punktów badawczych znajdujących się we wschodniej części terenu objętego monitoringiem wód gruntowych, lata 1985–2002

Fig. 6. Content of ammonia nitrogen in groundwater from east part of groundwater's monitoring network area points in years 1985–2002

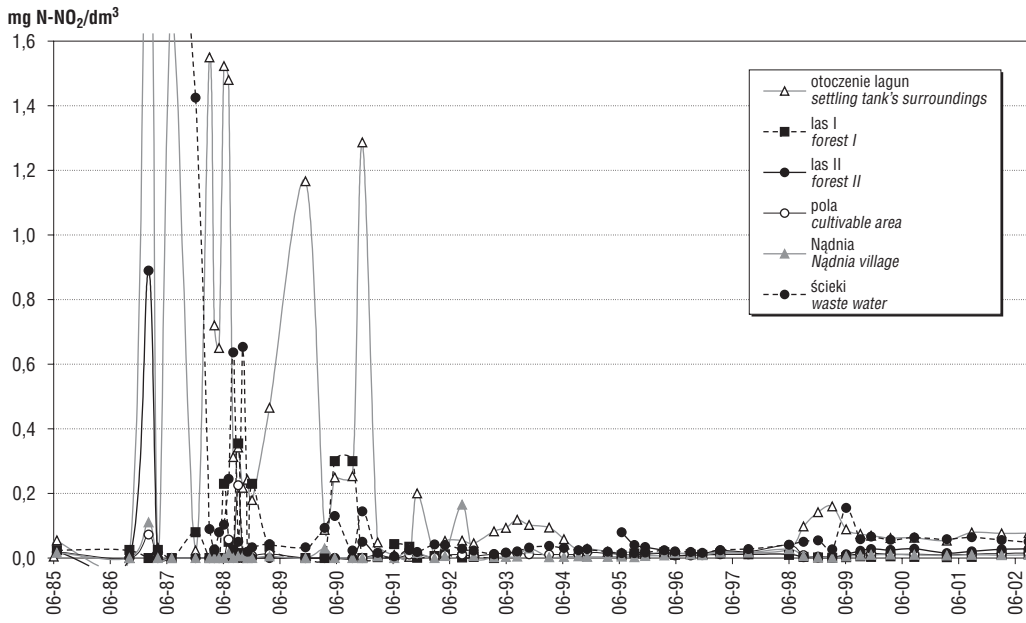
kszym dopływem zanieczyszczeń z lagun osadowych, ale z dodatkowych, bliższych ognisk zanieczyszczeń.

Azotyny stanowią pośrednią formę w przemianach azotu, występują w naturalnych wodach podziemnych w bardzo niskich ilościach, czasem zupełnie ich brak. Przy większych stężeniach są traktowane jako wskaźniki zanieczyszczeń. Zawartość azotu azotynowego w ściekach i wodzie podziemnej przedstawiono w tab.1 i na ryc. 7.

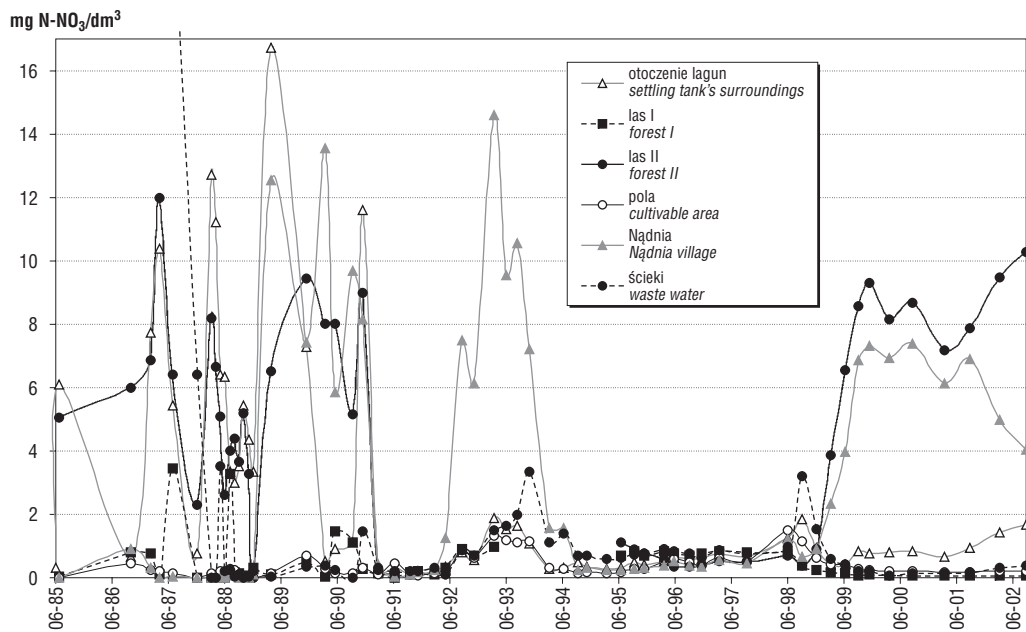
Jego ilość jest generalnie proporcjonalna do ilości azotu amonowego, z wyjątkiem ścieków i okolic najbliższych lagunom osadowym.

Azot azotanowy jest dominującą formą występowania azotu w wodach podziemnych, łatwo migruje i nie poddaje się procesom adsorpcji (np. Gliński, 1995; McLay i in., 2001; Pacheco & Cabrera, 1997). Stężenia azotu azotanowego w czystych wodach podziemnych rzadko przekraczają 1 mg/dm^3 (Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Ich zawartość w ściekach i wodzie gruntowej obszaru badań podaje tab.1 oraz ilustruje ryc. 8.

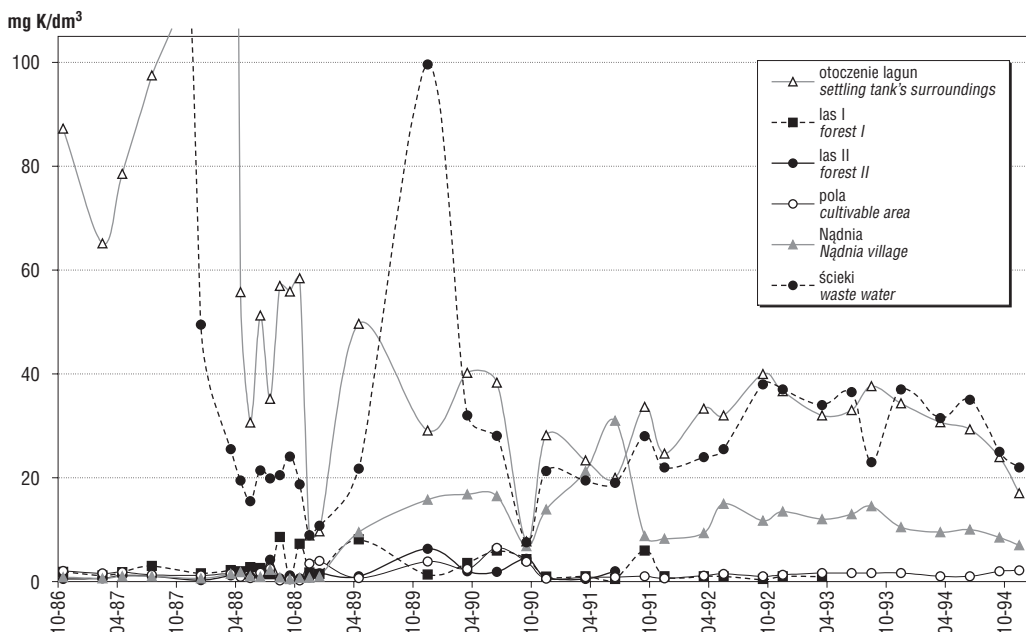
Badane ścieki nie zawierają z reguły wysokich stężeń azotu azotanowego, ich średnia wartość to $1,24 \text{ mg/dm}^3$. Wyższą zawartość azotanów stwierdzono w grupie punktów



Ryc. 7. Zawartość azotu azotynowego w wodzie gruntowej pobranej z poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1985–2002
Fig. 7. Content of nitrite nitrogen in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002



Ryc. 8. Zawartość azotu azotanowego w wodzie gruntowej pobranej z poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1985–2002
Fig. 8. Content of nitrate nitrogen in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1985–2002



Ryc. 9. Zawartość potasu w wodzie gruntowej pobranej z poszczególnych grup punktów badawczych w latach 1986–1994
Fig. 9. Content of potassium in groundwater from groundwater's monitoring network points in years 1986–1994

badawczych usytuowanych na obrzeżeniu lagun osadowych, co najprawdopodobniej jest spowodowane bardziej utleniającym charakterem środowiska, podobnie jak w przypadku azotu azotanowego. Od 1999 r. notuje się także znaczne podwyższenie (do 20 mg/dm^3) ilości azotu azotanowego w piezometrze 7 („las II”) oraz punkcie 13 („Nądnia”). Są to jednak raczej lokalne zanieczyszczenia, niezwiązane z lagunami osadowymi. Poza tymi dwoma punktami oraz punktami leżącymi w pobliżu lagun osadowych (punkty 1, 2, 3, 14, 15), nie stwierdzono podczas całego okresu badań, na opisywanym terenie, wyższych stężeń azotu azotanowego niż 5 mg/dm^3 , a najczęściej były to wartości poniżej 1 mg/dm^3 . Rozporządzenie MZ z 2002 r. dopuszcza wody do picia o maksymalnej zawartości jonów azotanowych 50 mg/dm^3 , co odpowiada $11,3 \text{ mg N-NO}_3$. Wartość ta jest w ostatnim dziesięcioleciu przekraczana jedynie w wodzie gruntowej z punktów badawczych 7 i 13. Maksymalne zanotowane stężenie, w latach 1992–2002, wyniosło $28,4 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ w punkcie 13.

Potas. Podwyższone stężenia potasu są uważane za wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych. Może on pochodzić z zanieczyszczeń bytowych, gospodarczych, a także przemysłowych. Potas podlega jednak silnej adsorpcji i zostaje włączany w struktury minerałów ilastych (Gliński, 1995; Griffioen, 2001; Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Dlatego też jest dużo mniej ruchliwy i słabiej migruje niż np. chlorki, siarczany i azotany. Zawartość potasu w ściekach i wodzie podziemnej obszaru badań przedstawiono w tab. 1 i na ryc. 9.

Średnie stężenie potasu w użytkowych, nie zmienionych antropogenicznie, wodach podziemnych w Polsce waha się w granicach $0,5\text{--}10 \text{ mg/dm}^3$ (Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Na badanym terenie stwierdzono niewątpliwie podwyższone stężenia jonów potasu w ściekach oraz punktach zlokalizowanych bardzo blisko laguny osadowej. Podwyższone stężenia w punkcie 13 (w obrębie wsi Nądnia) korelują z zawartością azotanów i najprawdopodobniej pochodzą z innego, lokalnego ogniska zanieczyszczeń. W pozostałych punktach monitoringu (punkty 4–11, czyli grupy „las I”, „las II” oraz „pola” oraz punkt 12 z grupy „Nądnia”), podczas całego okresu badań, zawartość potasu z reguły kształtowała się poniżej 4 mg/dm^3 , a jedynie pięciokrotnie przekroczyła 10 mg/dm^3 . Rozporządzenie MZ z 2002r. nie normuje ilości potasu w wodach do picia.

Wnioski

Badania monitoringowe prowadzone w okresie osiemnastu lat wykazały, że laguny osadowe dla ścieków komunalnych stanowią istotne zagrożenie jakości wód gruntowych. Przepuszczalne i półprzepuszczalne podłoże nie stanowi bowiem przeszkody dla migracji chlorków, siarczianów, potasu, azotu amonowego, azotanowego czy azotanowego. Szczególnie wysokie stężenia tych substancji występują w bezpośrednim otoczeniu lagun osadowych. Zaobserwowano zmiany zawartości badanych substancji w funkcji czasu i odległości, a także ich przemiany geochemiczne. Z przeprowadzonych analiz wynikają również związki z zagospodarowaniem terenu. W punkcie 13, znajdującym się w środku wsi Nądnia, stwierdzono wysokie wartości potasu, siarczianów oraz azotu amonowego, pochodzących najpewniej ze ścieków bytowych i gospodarczych przenikających do warstwy wodonośnej. Podobnie w grupie piezometrów „pola” stwierdzono podwyższoną zawartość chlorków, siarczianów oraz potasu.

Istnienie wyraźnego związku pomiędzy zawartością badanych substancji w ściekach i w otoczeniu lagun osadowych (np. Cl, K, N-NH₄) w latach dziewięćdziesiątych XX w. wskazuje, że kolmatacja dna i ścian lagun osadami

dennymi nie jest „szczelna” i nie zapobiega przedostawaniu się tych substancji do wód gruntowych.

Tło hydrogeochemiczne terenu objętego monitoringiem wód gruntowych jest trwale zmienione w stosunku do pierwotnego, gdyż opisane laguny osadowe istnieją już ponad 70 lat. Dlatego też można wnioskować, że wzrost zawartości siarczianów (tab. 1, ryc. 4) oraz innych substancji wraz z odległością od lagun osadowych jest także wynikiem obecności w podłożu zanieczyszczeń z okresu wcześniejszej eksploatacji lagun osadowych. Jest to problem do dalszych badań i analiz.

Chociaż strefa wysokich zanieczyszczeń wody gruntowej obejmuje jedynie najbliższe okolice lagun osadowych, to jednak na całym opisywanym obszarze stwierdzono wartości przekraczające naturalne tło hydrogeochemiczne wszystkich badanych substancji. Wskazuje to, że gromadzenie ścieków w lagunach osadowych stanowi znaczne zagrożenie dla jakości wody gruntowej i nie powinno być preferowanym rozwiązaniem.

Literatura

- BARTOSIEWICZ S. 2002 — Wycieki ze składowisk odpadów zagrożeniem dla wód powierzchniowych i gruntowych. Odpady i środowisko, 16: 21–25.
- CURYŁO Z. 1987 — Wpływ lagun osadowych na jakość wód gruntowych w rejonie Zbąszynka. Konf. Nauk.-Tech. SITPMB, Drżonków k. Zielonej Góry.
- CYWIŃSKI B., GDULA S., KEMPA E., KURBIEL J. & PŁOSZAŃSKI H. 1972 — Oczyszczanie ścieków miejskich. Wyd. Arkady.
- DĄBROWSKI S. 1990 — Hydrogeologia i warunki ochrony wód podziemnych Wielkopolskiej Doliny Kopalnej. SGGW-AR.
- GONTASZEWSKA A. & KRAIŃSKI A. 2003 — Chlorki jako wskaźnik przemieszczania się zanieczyszczeń z lagun osadowych ścieków komunalnych w Zbąszynku. Z. Nauk. P. Śl., 1592: 71–78.
- GLIŃSKI J. 1995 — Chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb, [W:] Gleboznawstwo, B. Dobrzański (red.). PWRiL.
- GREINERT H. & GREINERT A. 1999 — Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego, Wyd. Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra.
- GRIFFIOEN J. 2001 — Potassium adsorption ratios as an indicator for the fate of agricultural potassium in groundwater. J. Hydrology, 254: 244–254.
- KOTOWSKI J. & KRAIŃSKI A. 2001 — Geologia okolic Świebodzina. Z. Nauk. Polit. Zielonogórska, 117: 29–36.
- KOWALEWSKA K., OLSZEWSKA O. & ROMAN J. 1984 — Zmiany mikrochemizmu wód podziemnych w rejonie warszawskiej aglomeracji miejsko-przemysłowej, Techn. Poszuk. Geol., 3: 20–28.
- KOWALIK P. 2001 — Ochrona środowiska glebowego, Wyd. Naukowe PWN.
- KRAIŃSKI A. 2002 — Zastoisko zbąszyńsko-nowosolskie. Prz. Geol., 50: 698–700.
- KRYGOWSKI B. 1967 — Ważniejsze problemy plejstocenu Polski Zachodniej. [W:] Czwartorzęd Polski, Wyd. Geol.
- McLAY C.D.A., DRAGTEN R., SPARLING G. & SELVARAJAH N. 2001 — Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches. Environmental Pollution, 115: 191–204.
- LINDNER L. 1992 — Czwartorzęd, Wyd. PAE.
- LINDNER L. & MARKS L. 1995 — Zarys paleogeomorfologii obszaru Polski podczas zlodowaceń skandynawskich, Prz. Geol., 43: 591–594.
- LUBCZYŃSKI M. 1984 — Oddziaływanie wybranych ognisk zanieczyszczeń na wody gruntowe w rejonie ujęć infiltracyjnych, Techn. Poszuk. Geol., 3: 33–39.
- MACIOSZCZYK A. & DOBRZYŃSKI D. 2002 — Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych, Wyd. Naukowe PWN.
- MACIOSZCZYK A. & JEŹ Ł. 1995 — Chlorki czułym wskaźnikiem zanieczyszczeń antropogenicznych wód podziemnych. Mat. VII Symp. „Współczesne problemy hydrogeologii”, Kraków–Krynica.
- MACIOSZCZYK T. 1999 — Czas przesączenia pionowego wody jako wskaźnik stopnia ekranowania warstw wodonośnych. Prz. Geol., 47: 731–736.
- NOWAKOWA J. & GŁÓWKA W. 1981 — Zabezpieczenie wód gruntowych przed infiltracją zanieczyszczeń ze składowisk odpadów. Gaz, woda i technika sanitarna, t. 55, nr 11–12: 260–262.
- PACHECO J.A. CABRERA A.S. 1997 — Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico, Hydrogeology J., vol. 5., no 2: 47–53.
- Rozporządzenie** Ministra Zdrowia z dnia 19.11.2002 w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. z dn. 05.12.2002, 02.203.1718), 2002
- TAN K.H. 2000 — Environmental soil science, Marcel Dekker Inc, New York.
- TESKA E.A. 1985 — Sprawozdanie z wykonania otworów obserwacyjnych dla lagun ściekowych w Zbąszynku. Archiwum „Geoprojekt”, Zielona Góra.