

PRZESTRZENNA I CZASOWA ZMIENNOŚĆ STĘŻENIA AZOTANÓW W PŁYTKICH WODACH GRUNTOWYCH W MIEJSCU LOKALIZACJI POŁOWEJ PRYZMY OBORNIKA

Stefan Pietrzak¹, Ludmiła Rossa^{1*}, Tadeusz Marcinkowski², Łukasz Wojcieszak³

¹ Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, Al. Hrabstwa 3, 05-090 Raszyn

² Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Elblągu, ul. Wojska Polskiego 1, 82-300 Elbląg

³ Państwowy Instytut Geologiczny PIB w Warszawie, ul. Rakowiecka 4, 00-975 Warszawa

* Autor do korespondencji: l.rossa@itp.edu.pl

STRESZCZENIE

Płytkie wody podziemne są szczególnie podatne na zanieczyszczenie azotanami pochodzenia rolniczego. W pracy podjęto próbę rozpoznania kierunku przestrzennych i czasowych zmian stężenia azotanów w płytkich wodach gruntowych, zalegających pod warstwą piaszczystej gleby, w miejscu okresowego składowiska obornika i w jego najbliższym otoczeniu. Badania przeprowadzono w latach 2009–2015 na terenie gospodarstwa rolnego ukierunkowanego na produkcję mleka, położonego w północno-zachodniej części środkowego basenu Biebrzy, w województwie podlaskim. Stanowisko badawcze zlokalizowano na skraju pola, na którym corocznie uprawiano kukurydzę i gdzie na przełomie lat 2010/2011 i 2014/2015 okresowo składowano obornik. Próbkę wód gruntowych pobierano korzystając z 7 studzienek kontrolno-pomiarowych, w odstępach miesięcznych, 4-8 razy w roku. Uzyskane zbiory wyników zawartości azotanów poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem analizy wariancji z testem Kruskala-Wallisa. Przeprowadzono również analizę korelacji stężenia azotu azotanowego w wodzie z różnych punktów badawczych oraz analizę jego regresji w kolejnych latach badań. Średnie, roczne stężenie azotu azotanowego w próbkach wód gruntowych pobieranych z poszczególnych studzienek kształtowało się szerokim zakresem wartości od 1,1 do 101,8 mg N-NO₃·dm⁻³. W zdecydowanej większości przypadków (86%) wielokrotnie przekraczało ono graniczną wartość dla III klasy jakości wód podziemnych czyli 11,3 mg N-NO₃·dm⁻³. Zatem badane wody należy zaliczyć do wód zanieczyszczonych bądź zagrożonych zanieczyszczeniem. Ponadto w ujęciu przestrzennym i czasowym, średnie, roczne zawartości azotanów w badanych próbkach wód gruntowych, pobieranych ze studzienek zainstalowanych na terenie stanowiska badawczego charakteryzowały się znacznym zróżnicowaniem przestrzennym, miały odmienne nasilenie jak też kierunki zmian w czasie, w niewielkim stopniu były ze sobą skorelowane.

Słowa kluczowe: azotany, wody gruntowe, połowa pryzma obornika

SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF NITRATES CONCENTRATION IN SHALLOW GROUNDWATER AT THE FIELD LOCATION OF THE MANURE HEAP

ABSTRACT

Shallow groundwater is particularly susceptible to contamination by nitrates from agricultural sources. The paper attempts to recognize the direction of spatial and temporal changes in the concentration of nitrates in shallow groundwater, lying under a layer of sandy soil, in the place of a temporary manure storage place and in its immediate vicinity. The study was conducted in the years 2009–2015 on farm focused on milk production, located in the north-western part of the central basin of Biebrza, in Podlaskie voivodeship. The research stand was located at the edge of the field where maize was grown every year and where manure was periodically stored at the turn of 2010/2011 and 2014/2015. Groundwater samples were collected using 7 control and measurement wells, on a monthly basis, 4-8 times a year. The obtained results of nitrates content were subjected to statistical analysis using the analysis of variance with the Kruskal-Wallis test. The analysis of correlation of nitrate nitrogen concentration in water from various research points and analysis of its regression in subsequent years of research was also performed. The average annual concentration of nitrate nitrogen in groundwater samples collected from individual wells was in the wide range from 1.1 to 101.8 mg N-NO₃·dm⁻³. In the vast majority

of cases (86%) it repeatedly exceeded the limit value for the third class of groundwater quality, or $11.3 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Thus, the tested water should be classified as polluted or at risk of contamination. In addition, in spatial and temporal terms, the average annual nitrates content in the tested groundwater samples collected from wells installed on the research site was characterized by a significant different spatial, has a different intensity as well as directions of changes in time, to a small extent correlated with each other.

Keywords: nitrates, shallow groundwater, field manure heap

WSTĘP

Obornik w gospodarstwach zazwyczaj gromadzony i przechowywany jest na gnojowniach, w budynkach inwentarskich (utrzymywanie zwierząt na głębokiej ściółce) oraz bezpośrednio na gruncie. Zgodnie z obowiązującymi przepisami prawa [Rozporządzenie... 2018] nawozy naturalne winny być magazynowane w sposób bezpieczny dla środowiska, bez możliwości przedostawania się powstających z nich odcieków do lokalnych zasobów wodnych. W przypadku obornika taką możliwość zapewniają wybudowane zgodnie z przepisami płyty obornikowe z dnem i ścianami nieprzepuszczalnymi [Rozporządzenie... 1997]. Dopuszczalne pod względem prawnym jest też czasowe, przez okres nie dłuższy niż 6 miesięcy, składowanie obornika bezpośrednio na gruntach rolnych. Przyjmuje się, że nie stanowi to zagrożenia dla jakości wód pod warunkiem, że ponowne składowanie obornika w tym samym miejscu nastąpi nie wcześniej niż po upływie 3 lat. W tym kontekście należy stwierdzić, że o ile wymóg zabezpieczenia wód przez zanieczyszczeniami pochodzącymi z obornika na etapie jego składowania, jest dość jednoznacznie prawnie wyartykułowany, o tyle brakuje jasnych wytycznych umożliwiających praktyczną weryfikację i kontrolę przestrzegania tych zaleceń. Kwestią bowiem otwartą jest, sposób w jaki można ocenić, czy zastosowane w konkretnych warunkach rozwiązanie techniczne w zakresie magazynowania obornika, skutecznie chroni wody gruntowe przed zanieczyszczeniami z niego powstającymi lub też, czy przyjęty okres składowania tego nawozu bezpośrednio na gruncie jest optymalny ze względów środowiskowych? Dotychczasowe próby przeprowadzenia takich ocen bazowały w szczególności na nielicznych, krajowych wynikach monitoringu jakości płytkich wód gruntowych z wykorzystaniem pojedynczych studzienek, instalowanych na terenie zagrody wiejskiej, najczęściej obok gospodarskich składowisk obornika [Sapek, Sapek 2007]. Jednak zastosowanie tylko tego rodzaju podejścia, może okazać się

niewystarczające, ze względu na wykazywaną przez różnych autorów znaczną, czasową i przestrzenną zmienność chemizmu wód gruntowych pobieranych spod terenu zagród wiejskich [Harter i in. 2002] i użytków rolnych [Stogner 1997; Zbierska J. i in 2001; Filipović i in. 2012], która istotnie utrudnia prawidłową interpretację i ocenę wyników badań. Zatem problem kształtowania jakości wód na terenach wiejskich jest nadal otwarty i niewątpliwie istnieje potrzeba prowadzenia dalszych badań w tym zakresie.

W niniejszej pracy podjęto próbę przeprowadzenia oceny wpływu polowej przyzmy obornika na jakość wód gruntowych, w oparciu o wyniki ich monitoringu, prowadzonego z zastosowaniem zespołu 7 studzienek kontrolnych. W szczególności jej celem było rozpoznanie kierunku przestrzennych i czasowych zmian stężenia azotanów w okresie wieloletnim w płytkich wodach gruntowych, zalegających pod warstwą piaszczystej gleby, w miejscu okresowego składowiska obornika i w jego najbliższym otoczeniu.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania przeprowadzono w latach 2009-2015 na terenie gospodarstwa rolnego ukierunkowanego na produkcję mleka, położonego w północno-zachodniej części środkowego basenu Biebrzy, w województwie podlaskim. Stanowisko badawcze zlokalizowano na niezagospodarowanym skraju pola, na którym na przełomie lat 2010/2011 i 2014/2015 okresowo składowano obornik. Na polu graniczącym ze stanowiskiem badawczym uprawiana była corocznie kukurydza z przeznaczeniem na kiszonkę. Pod kukurydzą stosowano każdego roku nawożenie organiczne obejmujące obornik w ilości $30\text{--}40 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, oraz nawożenie mineralne w postaci mocznika w dawce $100\text{--}150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tj. $46\text{--}69 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) Obornik aplikowano późną jesienią, a mocznik wiosną – przedsięwzięcie. Na terenie obiektu badawczego zainstalowano siedem studzienek (rury PCV o średnicach 50 mm, nawiercone i owinięte nierozkła-

dalną i niereaktywną geowłókniną, pełniącą rolę filtru) o głębokości przekraczającej 2 m (rys.1). Trzy studzienki (W1, W2, W3) znajdowały się w miejscu, na którym okresowo składowany był obornik, pozostałe cztery zaś (W4, W5, W6, W7) w ich najbliższym otoczeniu. W obrębie stanowiska badawczego wykonano odkrywkę glebową, dokonano opisu profilu glebowego oraz pobrano próbki gleby z wyróżnionych poziomów genetycznych w celu wyznaczenia ich współczynników filtracji. Współczynniki te zostały określone w warunkach laboratoryjnych metodą przepływu nieustalonego wg prawa Darcy'ego.

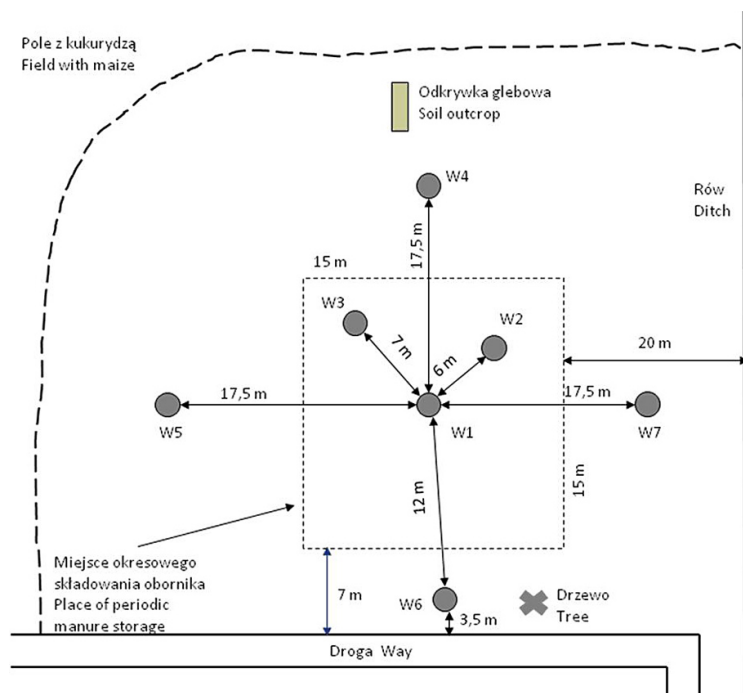
Próbki wody ze studzienek do analiz laboratoryjnych (po uprzednim jej wypompowaniu) pobierano w odstępach miesięcznych, 4-8 razy w roku, w okresie od wiosny do jesieni. Okresowo w wybranych studzienkach, dokonywano pomiaru głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej. W pobranych próbkach wody oznaczano w laboratorium azotany metodą analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną wg PN-EN ISO 13395:2001. Również gromadzono dane dotyczące wysokości opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym, które rejestrowano na stacji meteorologicznej Biebrza. Położona jest ona w pobliżu stanowiska badawczego na wysokości 103 m n.p.m. a jej lokalizację

wyznaczają współrzędne: szerokość geograficzna - 53°39'; długość geograficzna - 20°34'. Opracowane dane meteorologiczne pochodzą z bazy monitoringu agrometeorologicznego prowadzonego przez Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy ITP w Bydgoszczy.

Uzyskane wyniki zawartości azotanów w próbkach wód gruntowych poddano analizie statystycznej, posługując się programem Statistica w. 7.1. Wykonano statystykę opisową zbiorów wyników stężeń azotanów w wodach pobieranych ze studzienek w całym okresie badań obliczając ich średnie arytmetyczne, mediany i współczynniki zmienności. Istotność różnic stężeń azotanów w próbkach wód pochodzących z różnych studzienek określono w oparciu o analizę wariancji z wykorzystaniem testu Kruskala-Wallisa. Przeprowadzono również analizę korelacji stężenia azotu azotanowego w wodzie z różnych punktów badawczych wykorzystując nieparametryczny współczynnik korelacji rangowej tau-Kendalla oraz analizę regresji stężeń w kolejnych latach badań.

WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

Gleba, na której usytuowano stanowisko badawcze miała charakter piaszczysty. Wykonana



Rys. 1. Szkic usytuowania stanowiska badawczego wraz z rozmieszczeniem punktów poboru próbek wody gruntowej. Oznaczenia: W1-W7 – symbole punktów monitoringowych

Fig. 1. Sketch the location test stand together with the location of sampling points of water. Symbols: W1-W7 - symbol of monitoring points

odkrywka ujawniła, że wierzchnią warstwę gleby, sięgającą 40 cm p.p.t., stanowiła warstwa próchnicza (płużna), barwy czarnej, zbudowana z piasków kwarcowych z domieszką skaleni potasowych i materii organicznej. Poniżej, do głębokości 70 cm p.p.t., występował poziom wymywania, zbudowany z brunatnych piasków średnioziarnistych z domieszką żwiru (do 5%) i otoczków kwarcowych i skaleniowych. W warstwie tej występowały również konkretje żelaziste rdzawe i zielone oraz konkretje materii organicznej barwy ciemnobrązowej. Dalej, znajdowała się warstwa sięgająca 93 cm p.p.t., którą stanowiły piaski średnio- i gruboziarniste z domieszką frakcji żwirowej z wkładkami ilastymi i konkretjami węglanowymi jak również otoczkami kwarcowymi i skaleniami. Dalsze piętro profilu glebowego dochodzące do 106 cm p.p.t. zbudowane było z piasków gruboziarnistych bez domieszek żwiru. Występowały w nim konkretje węglanowe i ilasto – żelaziste, barwy zielonej. Poniżej 106 cm p.p.t. występowała warstwa zbudowana z piasków drobnych barwy białej, zawierających około 10% frakcji ilastej.

Laboratoryjnie oszacowany charakter przepuszczalności tych warstw (tab. 1) mieścił się w przedziale między klasami: średnią (0,864-8,64 m·d⁻¹) a słabą (0,0864-0,864 m·d⁻¹) wg. podziału własności filtracyjnych gruntów opracowanego przez Pazdro i Kozerskiego [1990].

Wysokość opadów atmosferycznych (stanowiących podstawowe źródło zasilania wód gruntowych) zarejestrowana w okolicy realizowanych prac badawczych, w poszczególnych sezonach wegetacyjnych wielolecia 2009–2015, zmieniała się w szerokim zakresie od 196 do ponad 600 mm (tab. 2).

Poziom zwierciadła wody gruntowej na stanowisku badawczym w okresie kontrolnym obejmującym lata 2009, 2010 i 2012 w wytypowanych punktach monitoringowych (W4, W5, W6, W7) zalegał na głębokości od 136 do 212 cm. Amplitudy wahań zwierciadła wody gruntowej

w cyklach rocznych wynosiły tutaj od 9 do 63 cm. Ponadto w okresie wegetacyjnym w roku 2015, bardzo ubogim w opady atmosferyczne (tab. 2), w studzienkach kontrolnych W1-W5 poziom zwierciadła wód gruntowych obniżył się poniżej 210 cm p.p.t. co całkowicie uniemożliwiło pobieranie próbek wody.

W latach 2009–2015 średnie roczne stężenie azotu azotanowego w próbkach wód gruntowych pobranych z poszczególnych studzienek kształtowało się szerokim zakresem wartości od 1,1 do 101,8 mg N-NO₃·dm⁻³ (tab. 3). W zdecydowanej większości przypadków (86%) wielokrotnie przekraczało ono graniczną wartość dla III klasy jakości wód podziemnych czyli 11,3 mg N-NO₃·dm⁻³ [Rozporządzenie... 2015]. Zatem, biorąc pod uwagę tę klasyfikację jak również wymagania Dyrektywy Azotanowej, badane wody gruntowe należy zaliczyć do wód zanieczyszczonych bądź zagrożonych zanieczyszczeniem [Pietrzak 2012; Marcinkowski 2014]. Jedyny wyjątek stanowiły próbki wód gruntowych pochodzące z punktu kontrolnego W6, położonego na skraju pola, w bezpośrednim zasięgu strefy korzeniowej dużego drzewa liściastego (dąb w wieku około 70 lat), gdzie średnie, roczne stężenia azotanów zawierały się w przedziale od 1,1 do 12,5 mg N-NO₃·dm⁻³. Duże zróżnicowanie tego parametru

Tabela 2. Suma opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym (kwiecień-wrzesień)

Table 2. Total precipitation during the growing season (April-September)

Rok	Suma opadu w miesiącach kwiecień-wrzesień, mm
2009	355
2010	601
2011	448
2012	418
2013	526
2014	285
2015	196

Tabela 1. Współczynniki filtracji różnych warstw profilu glebowego na terenie stanowiska badawczego

Table 1. Filtration factors different layers of the soil profile at the test stand

Numer warstwy	Poziom poniżej powierzchni terenu, cm	Współczynnik filtracji, m·d ⁻¹	Charakter przepuszczalności warstwy wg. Pazdro i Kozerskiego [1990]
1	0-40	1,33	średni
2	40-70	1,87	średni
3	70-93	0,81	słaby
4	93-106	2,06	średni
5	>106	0,70	słaby

w badanych wodach gruntowych potwierdza także uzyskany współczynnik zmienności CV (tab. 3), który w okresie wielolecia 2009-2015 kształtował się w szerokim przedziale wartości od 7 do 148%. W około 28% przypadków współczynnik ten oscylował wokół przedziału 40 do 60%, a w ponad 30% przypadków, był zdecydowanie większy.

Zdaniem Bogdał i in. [2015], dla wskaźników zanieczyszczenia wód powierzchniowych, w tym również dla azotanów, stany zróżnicowania określone tymi przedziałami uznawane są odpowiednio jako duże i bardzo duże. Również uzyskane wyniki analizy testu Kruskala-Wallisa na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ wskazują na istotne statystycznie różnice stężeń azotu azotanowego w wodzie pobieranej z różnych punktów pomiarowo-kontrolnych.

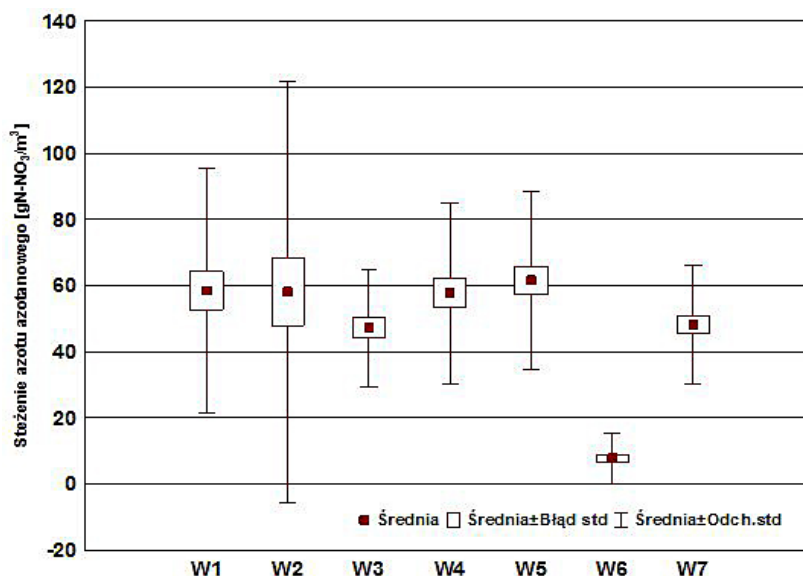
Analiza porównań wielokrotnych (rys. 2) pozwala stwierdzić, że największe istotne statystycznie różnice, występowały pomiędzy stężeniem azotu azotanowego w próbkach wody z piezometru W6, a jego stężeniem w próbkach wody z pozostałych piezometrów. Również duże zróżnicowanie uzyskanych wyników zawartości azotanów, rozpatrywanych w układzie rocznym dla poszczególnych punktów monitoringowych sugeruje, że bardziej precyzyjne informacje o jakości płytkich wód gruntowych można było by uzyskać przy znacznie większej, niż założona w doświadczeniu, częstotliwości pobierania próbek dla analiz chemicznych. W siedmioletnim okresie badań zachodzące zmiany stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej w różnych punktach pomiarowo-kontrolnych nie miały jed-

Tabela 3. Średnie roczne stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej pobieranej w punktach pomiarowo-kontrolnych

Table 3. Average annual concentrations of nitrate nitrogen in groundwater in control points

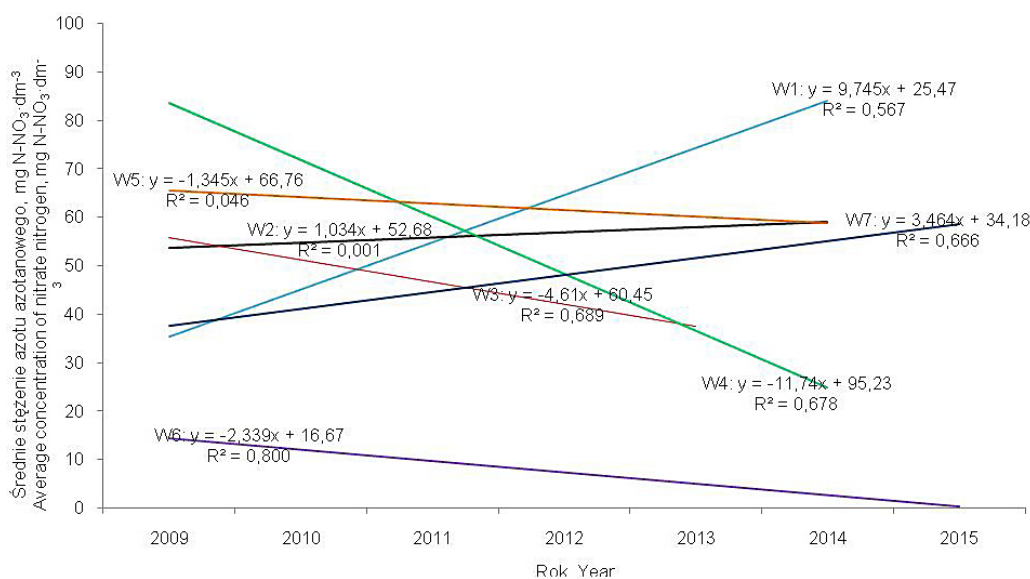
Rok	Parametr	Symbol punktu pomiarowo - kontrolnego						
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7
2009	n	6	6	6	6	6	6	6
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	42,4	47,2	56,2	78,3	75,7	12,5	35,3
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	44,1	43,6	49,3	84,7	77,2	10,7	35,5
	CV, %	21	21	31	36	27	54	21
2010	n	8	8	7	8	8	8	8
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	56,0	65,5	52,2	64,4	57,7	16,0	43,5
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	62,4	66,8	51,4	65,5	61,1	18,3	46,0
	CV, %	23	7	19	13	21	44	19
2011	n	5	5	5	5	5	5	5
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	45,9	51,0	40,8	62,8	60,5	10,4	43,2
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	50,3	51,7	45	70,1	70,7	5,5	53,1
	CV, %	29	38	41	44	44	101	49
2012	n	7	7	8	8	8	7	8
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	38,1	16,1	49,3	62,7	44,5	4,0	48,1
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	49,7	9,4	46,4	63,9	50,5	3,3	50,6
	CV, %	60	119	39	14	46	75	19
2013	n	7	7	6	7	8	8	8
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	73,3	143	34,6	54,6	74,5	4,7	59,8
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	65,5	158	33,8	65,8	79,2	3,1	62,1
	CV, %	45	77	61	47	48	121	26
2014	n	6	6	-	4	6	5	5
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	102	14,8	-	2,0	59,4	1,1	45,9
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	114	10,2	-	1,1	60,8	0,9	47,1
	CV, %	64	118	-	120	61	55	60
2015	n	-	-	-	-	-	5	5
	śr., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	-	-	-	-	-	2,5	60,5
	med., mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	-	-	-	-	-	1,5	48,8
	CV, %	-	-	-	-	-	148	46

Objaśnienia: n – liczba próbek; śr. – średnia arytmetyczna, mg N-NO₃·dm⁻³; med. – mediana, mg N-NO₃·dm⁻³; CV – współczynnik zmienności, %.



Rys. 2. Średnie z wielolecia 2009–2015 stężenie azotu azotanowego w próbkach wód gruntowych pobieranych w punktach pomiarowych, wyrażone w parametrach statystycznych

Fig. 2. Average from 2009–2015 concentration of nitrate nitrogen in groundwater samples collected at measurement points, expressed in statistical parameters



Rys. 3. Trend zmian stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej w różnych punktach pomiarowo-kontrolnych w latach 2009-2015

Fig. 3. Trend changes in the concentration of nitrate nitrogen in groundwater in various control points in 2009-2015

nolitego charakteru. Dla punktów W3, W4, W5 i W6 wykazywały trendy malejące (rys. 3) zaś dla punktów W1, W2 i W7 trendy rosnące. Współczynniki nachylenia prostej regresji były istotne statystycznie dla punktów W4, W7 (przy $\alpha = 0,05$) oraz dla punktu W6 (przy $\alpha = 0,01$). Biorąc pod uwagę powyższe, jak również przestrzenny układ rozmieszczenia studzienek pomiarowych na stanowisku badawczym, można z dużym prawdopodobieństwem przypuszczać, że poziomy kierunek

przemieszczania się zwierciadła wód gruntowych a zatem również kierunek transportu zanieczyszczeń biogennych z polowej przyzmy obornika, jest prostopadły do rowu melioracyjnego.

Pomimo, że punkty monitoringowe rozlokowane były na niewielkiej powierzchni pola nie przekraczającej 100 m², występowało słabe powiązanie pomiędzy stężeniami azotanów w pobieranych z nich próbkach wód gruntowych. Analiza statystyczna możliwych w tym zakre-

Tabela 4. Korelacje między przeciętnym stężeniem N-NO₃ w wodzie gruntowej z różnych studzienek w okresie 2009-2015**Table 4.** Correlations between the average NO₃-N concentration in ground water from various control wells in 2009-2015

Symbol studzienki	Współczynnik korelacji tau-Kendalla						
	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7
W1		0,285*	0,114	0,048	0,185	-0,075	0,289*
W2			0,239	0,213	0,117	0,324**	0,050
W3				0,298*	-0,044	0,153	-0,077
W4					0,431**	0,298*	0,225*
W5						0,053	0,208
W6							-0,088
W7							

Objaśnienia: ** – korelacja istotna dla poziomu istotności $\alpha=0,01$; * – korelacja istotna dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$.

sie par (tab. 4) wykazała występowanie współzależności, istotnych statystycznie, jedynie w 7 przypadkach na 21 możliwych co stanowi około 33% populacji badanych próbek wody, przy czym współzależności te determinowane były niezbyt wysokim współczynnikiem korelacji rangowej tau-Kendalla zawierającym się w przedziale od 0,225 do 0,431.

Wprawdzie wykazany powyżej stan skorelowania pomiędzy punktami monitoringowymi jest trudny do interpretacji jednak i w tym układzie współzależności pojawia się wyraźna tendencja do wzajemnych powiązań zachodzących pomiędzy punktami W1, W5 i W7. Leżą one na linii prostej, prostopadłej do rowu melioracyjnego, wzdłuż której przypuszczalnie przemieszczały się azotany w zalegających wodach gruntowych. Sprzyjało to powstawaniu proporcjonalnych zmian stężeń tego składnika we wskazanych powyżej punktach poboru próbek wód gruntowych.

POSUMOWANIE

Biorąc uwagę zbiorcze wyniki monitoringu badanych w latach 2009–2015 wód gruntowych należy stwierdzić, że stężenia azotanów we wszystkich studzienkach pomiarowo-kontrolnych zainstalowanych na stanowisku badawczym, poza studzienką W6, były stosunkowo duże i zawierały się w przedziale od ponad 47 do ok. 62 mg N-NO₃·dm⁻³. Występowanie tak znacznych ilości azotanów w badanych wodach gruntowych prawdopodobnie powodowane było przez co najmniej dwa niezależne od siebie

czynniki. Jednym z nich był niewątpliwie proces wymywania w głąb profilu glebowego, następnie poziomy transport w warstwie wodonośnej, części niewykorzystanego przez rośliny azotu z sąsiadującego z obiektem badawczym pola z kukurydzą – corocznie nawożonego stosunkowo dużymi dawkami tego składnika. Również nie sposób całkowicie wykluczyć wpływu, na poziom stężenia azotanów w badanych wodach gruntowych, okresowego składowana obornika w obrębie stanowiska badawczego. Wprawdzie waga i znaczenie tych czynników nie zostały statystycznie zidentyfikowane i rozgraniczone, nie mniej jednak ich udział w kształtowaniu jakości badanych zasobów wód podziemnych jest niepodważalny. Również uzyskane wyniki badań wskazują, że przy planowaniu miejsc lokalizacji punktów monitoringu płytkich wód gruntowych należy uwzględnić wpływ czynników zewnętrznych [Filipović i in. 2012; Stogner 1997] mających udział w kształtowaniu i przemieszczaniu się w nich zanieczyszczeń generowanych w innych miejscach, takich jak np. intensywne uprawy polowe czy też zredukowanych przez systemy korzeniowe pobliskiego drzewostanu.

Ponad to w ujęciu przestrzennym i czasowym, średnie roczne zawartości azotanów w badanych próbach wód gruntowych, pobieranych ze studzienek zainstalowanych na terenie stanowiska badawczego charakteryzowały się:

- znacznym zróżnicowaniem przestrzennym,
- miały odmienne nasilenie jak też kierunki zmian w czasie,
- w niewielkim stopniu były ze sobą skorelowane.

Oznacza to, że stężenia N-NO₃ w płytkich wodach gruntowych z poszczególnych studzienek kształtowały się w sposób niejednorodny zaś przyczyny tego stanu rzeczy, na tym etapie badań, są trudne do jednoznacznego wyjaśnienia.

LITERATURA

1. Bogdał A., Kowalik T., Witoszek K. 2015. Wpływ Zbiornika Goczałkowickiego na zmiany jakości wód w rzece Wiśle. *Inżynieria Ekologiczna* Vol. 45, 124–134.
2. Filipović V., Petošić D., Nakić Z., Mustać I., Ružičić S., Zovko M., Bubalo M. 2012. Identifying spatial and temporal variation of nitrate concentration in shallow groundwater aquifer. *Journal of Food Agriculture & Environment* 10 (3/4), 1001-1004.
3. Harter T., Davis H., Mathews M.C., Meyer R.D. 2002. Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops. *Journal of Contaminant Hydrology* 55, 287–315.
4. Marcinkowski T. 2014. Produkcja rolnicza a jakość wód na obszarach polderowych Żuław Elbląskich. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie*. T. 14, Z.1, (45), 41-52.
5. Pazdro Z., Kozerski B. 1990. *Hydrogeologia ogólna*. Warszawa: Wydawnictwa Geologiczne, ss. 623.
6. Pietrzak S. 2012. Azotany w wodach gruntowych zajmowanych przez użytki zielone w Polsce. *Polish Journal of Agronomy*. 11, 34-40.
7. PN-EN ISO 13395:2001. Jakość wody. Oznaczanie azotu azotynowego i azotanowego oraz ich sumy metodą analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrofotometryczną.
8. Rozemeijer J.C., Broers H.P., Van Geer F.C., Bierkens M.F.P. 2009. Weather-induced temporal variations in nitrate concentrations in shallow groundwater. *Journal of Hydrology* 378, 119–127.
9. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej z dnia 7 października 1997 r., w sprawie warunków technicznych jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie (Dz. U. z 2014 r., poz. 81.).
10. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r., w sprawie kryteriów i sposobu oceny jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. z 2016 r., poz. 85.).
11. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. (Dz.U. 2018 poz. 1339) Program działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu.
12. Sapek A., Sapek B. 2007. Zmiany jakości wody i gleby w zagrodzie i jej otoczeniu w zależności od sposobu składowania nawozów naturalnych. *Zeszyty Edukacyjne* 11/2007. Wydawnictwo IMUZ, ss. 114.
13. Stogner R.W. 1997. Variability of nitrate concentrations in the shallow ground water in a selected area of the San Luis Valley, South-Central Colorado. U.S. Department of the Interior – U.S. Geological Survey. Sheet 004-97. s. 4.
14. Zbierska J., Ławniczak A.E., Kupiec J., Zbierska A., 2011. Stężenie składników biogenych w wodach gruntowych i podziemnych w zlewni bezpośredniej Jeziora Niepruszewskiego narażonego na zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego. *Nauka Przyroda Technologie* 5, 5-103.