

Wpłynęło 25.11.2015 r.
Zrecenzowano 28.01.2016 r.
Zaakceptowano 02.03.2016 r.
A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

DYNAMIKA STĘŻENIA SKŁADNIKÓW BIOGENNYCH W WODACH GRUNTOWYCH NA TERENACH Z RÓŻNYMI UPRAWAMI

Sylwester SMORÓŃ¹⁾ ABCDEF, Stefan PIETRZAK²⁾ ABCDEF

¹⁾ Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Małopolski Ośrodek Badawczy w Krakowie

²⁾ Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Jakości Wody

Streszczenie

W ramach programu wieloletniego realizowanego w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym (PW działanie 1.3) prowadzono monitoring jakości wód gruntowych pod różnymi uprawami polowymi na obszarach lessowych Małopolski, począwszy od 04.2012 r. Analizowano wody gruntowe na terenach objętych intensywną uprawą warzyw, umiarkowanie nawożonymi zbożami oraz słabo nawożonymi i nienawożonymi łąkami trwałymi. Celem pracy było określenie dynamiki stężenia składników biogenych (N-NO₃, N-NH₄ i P-PO₄) w poszczególnych porach roku w latach 2012–2014. Uwzględniono również potas jako składnik podstawowego nawożenia mineralnego.

W uprawie warzyw stosowano wysoki poziom nawożenia NPK (4 obiekty): 110–160 kg N; 70–90 kg P₂O₅ oraz 80–100 kg K₂O·ha⁻¹. Uprawy zbożowe nawożono mniejszą ilością składników, odpowiednio: 60–80; 30–40 i 60–80 kg·ha⁻¹. Z dwóch obiektów łąkowych na jednym stosowano tylko obornik w dawce 10 Mg·ha⁻¹ co trzy lata. Na podstawie wyników analiz chemicznych stwierdzono, że w wodach gruntowych pod uprawami warzyw stężenie N-NO₃ było największe. Zwiększone stężenie tej formy azotu obserwowano najczęściej w okresie wiosennym, a najmniejsze w letnim. Wody te odpowiadały najczęściej V klasie jakości i były zagrożone lub zanieczyszczone azotanami ze źródeł rolniczych. Pod uprawami zbożowymi i łąkami jakość wód gruntowych była zdecydowanie lepsza i stężenie N-NO₃ odpowiadało I–III klasie. Jedną z przyczyn dużego zróżnicowania stężenia tego składnika w wodach na terenach pod uprawą warzyw może być brak okrywy roślinnej w okresie jesienno-zimowym, co sprzyja wymywaniu go z gleby. Stężenie pozostałych składników w wodzie z poszczególnych punktów pobierania odpowiadało I–III klasie jakości wód wgłębnych.

Słowa kluczowe: łąka, NPK, składniki biogenne, warzywa, wody gruntowe, zboża

Do cytowania For citation: Smoróń S., Pietrzak S. 2016. Dynamika stężenia składników biogenych w wodach gruntowych na terenach z różnymi uprawami. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 16. Z. 2 (54) s. 99–112.

WSTĘP

W wyniku procesu infiltracji wód deszczowych przez profil glebowy następuje przenikanie rozpuszczalnych form składników chemicznych do głębiej zalegających wód gruntowych. Azot jest pierwiastkiem odpowiedzialnym w największym stopniu za zanieczyszczenie środowiska wodnego obszarów rolniczych [KOC i in. 2006; SAPEK A. 1996; SMOROŃ 1998]. Skład chemiczny wód gruntowych pod uprawami polowymi jest zależny od rodzaju upraw, zawansowania vegetacji roślin, poziomu nawożenia, sposobu uprawy i in.

Wskutek mineralizacji materii organicznej, zwłaszcza w pozawegetacyjnych okresach jesienno-zimowych, następuje nagromadzenie rozpuszczalnych związków chemicznych w glebie [ILNICKI 2004; KOBUS 1996; MERCIK i in. 1995; SAPEK, SAPEK 2006; SAPEK B. 1996]. Uwolnione w trakcie tego procesu substancje biogenne (głównie związki azotowe) nie są pobierane przez rośliny i w większych ilościach przenikają do wód gruntowych, powodując ich zanieczyszczenie [KOC i in. 1996; KOWALSKI 1993; SAPEK A. 1996; SMOROŃ i in. 1996]. Potwierdzają to badania MAZURA [1997], w których wykazano ścisłą korelację między zawartością azotanów w glebie a ich wymywaniem z wodami infiltrującymi. Również wzmożone wymywanie związków azotu z gleby obserwuje się w przypadku niewłaściwego jesienno terminu stosowania nawozów naturalnych [PIETRZAK 1997].

Celem pracy było określenie dynamiki stężenia składników biogennych i potasu w poszczególnych porach roku lat 2012–2014 w wodach gruntowych na żyznych obszarach północnej Małopolski pod uprawami różnie nawożonych roślin warzywnych, a także zbożowych oraz łąk trwałych w kontekście zagrożenia azotanami ze źródeł rolniczych i klasyfikacji wód podziemnych.

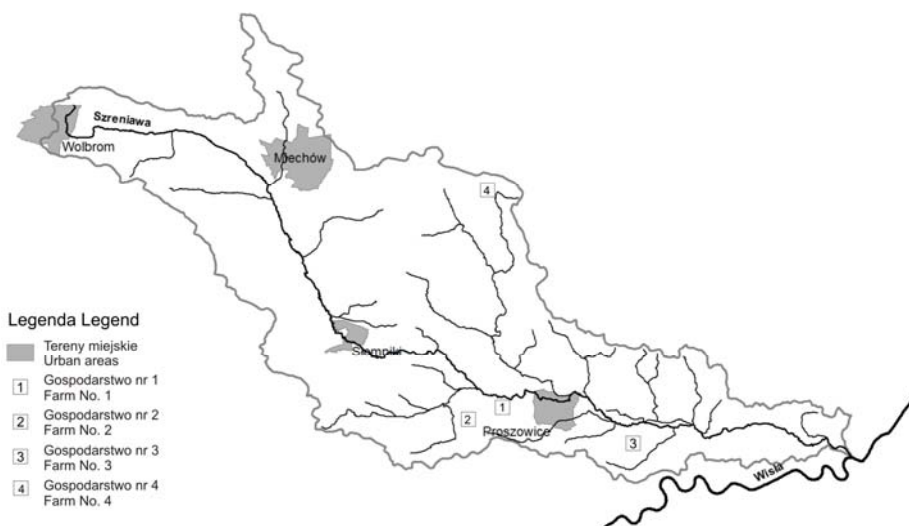
MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania prowadzono w gospodarstwach rolnych położonych na terenie Płaskowyzu Proszowickiego. Obszar badawczy leży w południowej części Wyżyny Małopolskiej w kierunku północnym od Krakowa. Powstałe tu z utworów lessowych gleby należą do typu czarnoziemów właściwych i zdegradowanych, brunatnych właściwych, rędzin, a w dolinach rzek do mad. Cechują się bardzo dużą wartością użytkową i najczęściej są zaliczane do klas bonitacyjnych I–IIIb.

Średnia roczna temperatura powietrza z wielolecia wynosi na tym terenie ok. 8,0°C, a roczna suma opadów atmosferycznych sięga 600 mm [NIEDŹWIEDŹ, OBREBSKA-STARKŁOWA 1991]. Stwarza to korzystne warunki do produkcji rolniczej. Wartość wskaźnika jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej jest bardzo duża – w granicach 80,0–99,0 [WITEK i in. 1994].

We wspomnianych gospodarstwach rolnych, położonych w gminach Koniusza (gosp. nr 1), Kocmyrzów-Luborzyca (gosp. nr 2), Proszowice (gosp. nr 3) i Pałecz-

nica (gosp. nr 4) analizowano dynamikę stężenia składników biogenych w wodach gruntowych pod wybranymi uprawami polowymi (rys. 1). Do pobierania próbek wody na potrzeby badań zainstalowano w profilu glebowym poszczególnych pól uprawnych piezometry o głębokości 2 m. Charakterystykę poszczególnych punktów pobierania wody zestawiono w tabeli 1.



Rys. 1. Lokalizacja gospodarstw, w których analizowano próbki wody pobierane z piezometrów; źródło: opracowanie własne

Fig. 1. Location of the households in which analysed water samples were taken from the piezometers; source: own study

Wodę gruntową do analiz chemicznych pobierano z pól pod intensywną uprawą roślin warzywnych, łąk nienawożonych i nawożonych małymi dawkami obornika, a także umiarkowanie nawożonych upraw zbożowych. W gospodarstwie nr 1 analizowano wodę z dwóch punktów – gruntu ornego z uprawą warzyw (1.1w) i łąki (1.2ł). W drugim gospodarstwie analizowano wodę z jednego punktu na polu z uprawą warzyw (2w). W trzecim gospodarstwie punkty pobierania wody wyznaczono również na gruntach pod uprawą warzyw (3.1w i 3.2w). W ostatnim gospodarstwie analizowano wodę z pól pod uprawami zbożowymi (4.1z) i łąki trwałej (4.2ł). Na pola z uprawą warzyw stosowano duże dawki nawozów mineralnych, które wynosiły: 110–160 kg N, 70–90 kg P₂O₅ i 70–100 kg K₂O·ha⁻¹. Zboża nawożono mniej intensywnie, stosując odpowiednio: 60–80, 30–40 i 60–80 kg·ha⁻¹. Dawki obornika stosowanego raz na trzy lata na łąkę w gospodarstwie nr 4 nie przekraczały 10 Mg·ha⁻¹. Azot wysiewano najczęściej w formie saletry amonowej, mocznika i saletrzaku, fosfor i potas głównie w postaci polifoski, a także dodatkowo potas – w soli potasowej.

Tabela 1. Charakterystyka punktów pobierania wody do analiz chemicznych**Table 1.** Characteristics of the water sampling points for chemical analyses

| Gmina Commune | Nr gospodarstwa Farm No | Nr piezometru Piezometer No | Rodzaj użytku/roślina Type of arable land/crop | Nawożenie Fertilisation N; P ₂ O ₅ ; K ₂ O kg·ha ⁻¹ |
|----------------------|----------------------------|--------------------------------|---|--|
| Koniusza | 1 | 1.1w | grunty orne: pietruszka, ziemniaki arable land: parsley, potato | mineralne: 110; 90; 80 mineral |
| | | 1.1ł | użytek zielony: łąka nienawożona grasslands: non fertilised meadow | bez nawożenia without fertilisation |
| Kocmy-rzów–Luborzyca | 2 | 2w | grunty orne: buraki (botwinka), kapusta, sałata, cebula arable land: beetroots cabbage, lettuce, onion | mineralne: 130; 80; 70 mineral |
| Proszowice | 3 | 3.1w | grunty orne: seler, sałata, kapusta pekińska arable land: celery, lettuce, chinese cabbage | mineralne: 160; 70; 100 mineral |
| | | 3.2w | grunty orne: buraki ćwikłowe, por arable land: beetroots, leek | mineralne: 110; 80; 100 mineral |
| | | 4.1z | grunty orne: pszenica, pszenżyto arable land: wheat, triticale | mineralne: 60–80; 30–40; 60–80 mineral |
| Pałecznicza | 4 | 4.2ł | użytek zielony: łąka nawożona małymi dawkami obornika grassland: meadow with small rates of manure | naturalne, obornik: 10 Mg·ha ⁻¹ co 3 lata manure, every 3 years |

Źródło: opracowanie własne. Source: own elaboration.

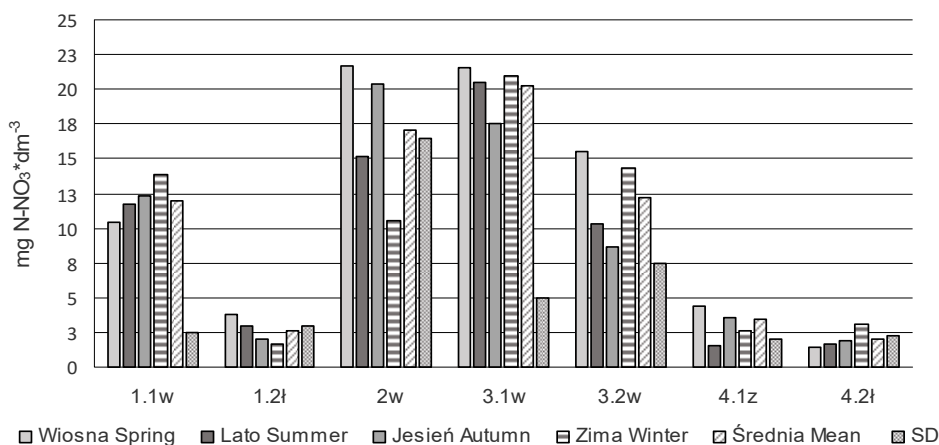
Monitoring jakości wody prowadzono w ramach realizowanego przez Instytut Technologiczno-Przyrodniczy programu wieloletniego – działanie nr 1.3. Próbkę do analiz chemicznych z piezometrów pobierano w cyklu miesięcznym od kwietnia 2012 do marca 2014 r. Analizy zebranego materiału badawczego wykonano w Laboratorium Badawczym Chemii Środowiska ITP i oznaczano w nim stężenie składników biogennych: N-NO₃, N-NH₄ i P-PO₄. Dodatkowo analizowano również zawartość potasu, który był stosowany w nawozach pod poszczególne uprawy polowe. Stężenie N-NO₃, N-NH₄ i P-PO₄ oznaczano metodą kolorymetryczną za pomocą automatycznego analizatora przepływowego, a potasu – metodą emisyjną, za pomocą spektrometru do absorpcji atomowej SOLAAR S.

Wyniki badań przedstawiono w postaci średnich wartości stężenia składników w rozpatrywanych punktach pobierania wody z lat badań w poszczególnych porach roku. Dla okresu wiosennego obliczono średnie stężenie z miesięcy IV–VI, letniego – z VII–IX, jesiennego – z X–XII i zimowego – z I–III. Obliczono również rozproszenie wartości stężenia wokół średniej dla całego okresu badawczego (odchylenie standardowe *SD*).

WYNIKI BADAŃ

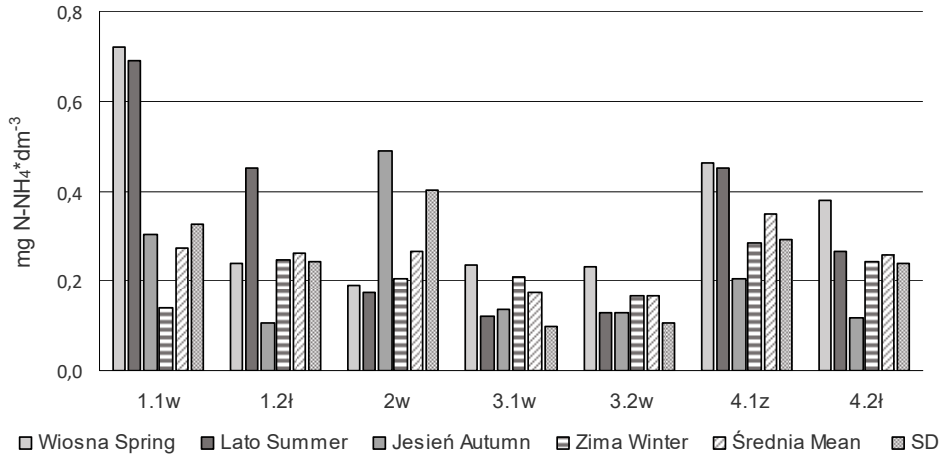
Stężenie składników w analizowanej wodzie charakteryzowało się dużym zróżnicowaniem w poszczególnych piezometrach i porach roku. Średnie roczne stężenie N-NO₃ w próbkach wody pobieranych z piezometru nr 1.1w (uprawy warzywne – gospodarstwo nr 1) wynosiło 11,97 mg·dm⁻³ (rys. 2). Jesienią i zimą notowano większe średnie stężenie tego składnika, odpowiednio 12,33 i 13,84, a wiosną i latem mniejsze – odpowiednio 10,38 i 11,69 mg·N-NO₃·dm⁻³. Największe stężenie N-NH₄ w wodzie z piezometru 1.1w notowano z kolei wiosną i latem – odpowiednio 0,72 i 0,69, a zdecydowanie mniejsze jesienią i zimą – odpowiednio 0,30 i 0,14 mg N-NH₄·dm⁻³ (rys. 3). Stężenie P-PO₄ po okresie wiosennym, kiedy wynosiło 0,43 mg·dm⁻³, latem zmniejszyło się do 0,09 mg·dm⁻³, a następnie zwiększyło jesienią do 0,69 mg·dm⁻³ (rys. 4). W okresie zimowym wartości tego stężenia były zbliżone do notowanych latem. Stężenie potasu w wodzie z piezometru 1.1w wynosiło średnio rocznie 7,74 mg·dm⁻³ i było zbliżone w poszczególnych porach roku (rys. 5).

Stężenie N-NO₃ w wodzie z drugiego piezometru (1.2ł – łąka) w gospodarstwie nr 1 było znacznie mniejsze niż w wodzie z poprzedniego piezometru (1.1w) i wynosiło średnio rocznie 2,62 mg·dm⁻³. Począwszy od okresu wiosennego, stężenie tego składnika w następnych porach roku było coraz mniejsze – od 3,77 wiosną do 1,64 mg·dm⁻³ w okresie zimowym. W przypadku N-NH₄ wartości stężenia były



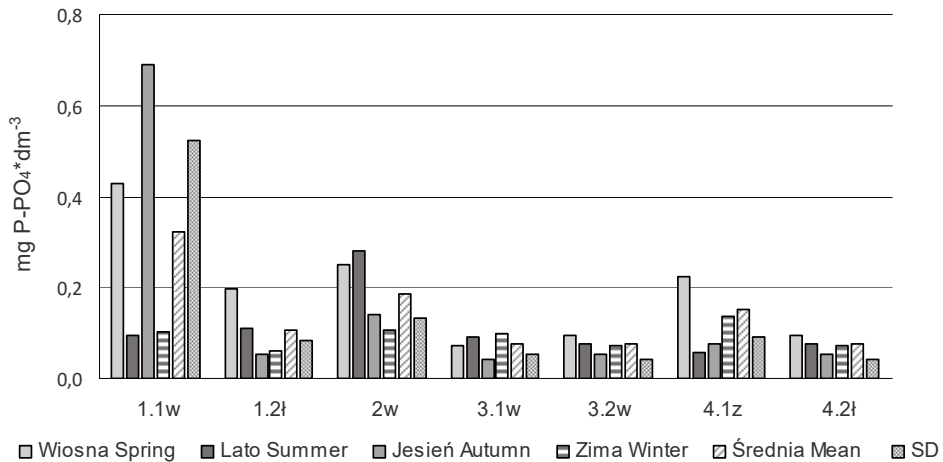
Rys. 2. Średnie stężenie N-NO₃ w wodzie z poszczególnych punktów pobierania w kolejnych porach roku w latach 2012–2014 oraz wartość odchylenia standardowego (SD); punkty pobierania wody jak w tabeli 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 2. The mean concentration of NO₃-N in water from each sampling point, in consecutive seasons of the years 2012 to 2014, and the value of the standard deviation (SD); sampling points as in table 1; source: own study



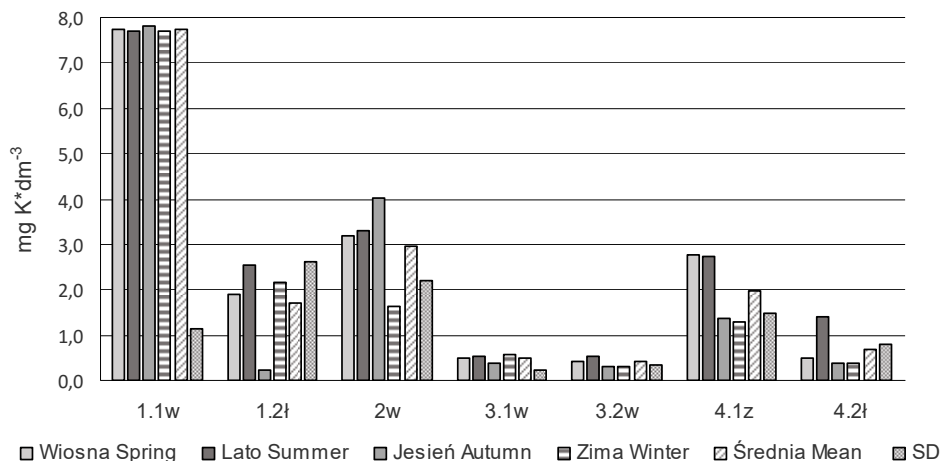
Rys. 3. Średnie stężenie $N-NH_4$ w wodzie z poszczególnych punktów pobierania w kolejnych porach roku w latach 2012–2014 oraz wartość odchylenia standardowego (SD); punkty pobierania wody jak w tabeli 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 3. The mean concentration of NH_4-N in water from each sampling point, in consecutive seasons of the years 2012 to 2014, and the value of the standard deviation (SD); sampling points as in table 1; source: own study



Rys. 4. Średnie stężenie $P-PO_4$ w wodzie z poszczególnych punktów pobierania w kolejnych porach roku w latach 2012–2014 oraz wartość odchylenia standardowego (SD); punkty pobierania wody jak w tabeli 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 4. The mean concentration of PO_4-P in water from each sampling point, in consecutive seasons of the years 2012 to 2014, and the value of the standard deviation (SD); sampling points as in table 1; source: own study



Rys. 5. Średnie stężenie potasu (K) w wodzie z poszczególnych punktów pobierania w kolejnych porach roku w latach 2012–2014 oraz wartość odchylenia standardowego (SD); punkty pobierania wody jak w tabeli 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 5. The mean concentration of kalim (K) in water from each sampling point, in consecutive seasons of the years 2012 to 2014, and the value of the standard deviation (SD); sampling points as in table 1; source: own study

zbliżone do notowanych w poprzednim piezometrze – średnia w analizowanych latach wynosiła $0,26 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Największą jego wartość stwierdzono w okresie letnim ($0,45 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$), a najmniejszą jesienią ($0,11 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$). Wiosną i jesienią stężenie tego składnika w wodzie gruntowej pod łąką było zbliżone i wynosiło $0,24\text{--}0,25 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Średnie stężenie P-PO₄ w wodzie gruntowej spod łąki (1.2ł) było ok. 3 razy mniejsze niż w wodzie pod uprawami warzywnymi w tym samym gospodarstwie i wynosiło $0,10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Poza okresem wiosennym, kiedy stężenie sięgało $0,20 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, w kolejnych porach roku przyjmowało wartości $0,05\text{--}0,11 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Średnie roczne stężenie K wynosiło $1,70 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, latem i zimą było ono większe ($2,54$ i $2,14 \text{ mg K} \cdot \text{dm}^{-3}$), najmniejsze obserwowano jesienią ($0,25 \text{ mg K} \cdot \text{dm}^{-3}$).

Woda z piezometru w gospodarstwie nr 2 zlokalizowanym na gruntach ornych z uprawą warzyw (2w) cechowała się dużym stężeniem N-NO₃. Średnia roczna wartość tego wskaźnika wynosiła $17,04 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Największe stężenie N-NO₃ przypadało na okres wiosenny ($21,64 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), latem zmniejszyło się średnio o $6,44 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast jesienią zanotowano zwiększenie do $20,42 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Z kolei w okresie zimowym wartości te były najmniejsze ($10,53 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$). Średnie roczne stężenie N-NH₄ w wodzie pobieranej z tego piezometru wynosiło $0,27 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wiosną latem i zimą średnie jego wartości były zbliżone i mieściły się granicach $0,17\text{--}0,20 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast jesienią były ponad dwukrotnie większe ($0,49 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$). Stężenie P-PO₄ wynosiło tu średnio rocznie $0,19 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, najmniejsze obserwowano w okresie jesienno-

-zimowym (0,14 i 0,11 mg·dm⁻³). Wiosną i latem było ono znacznie większe i sięgało odpowiednio 0,25 oraz 0,28 mg·dm⁻³. W okresie od wiosny do jesieni średnie stężenie potasu mieściło się w granicach 3,30–4,01 mg·dm⁻³ K, a zimą było o około połowę mniejsze (1,65 mg·dm⁻³).

Spośród wszystkich punktów największe stężenie N-NO₃ stwierdzono w wodzie z piezometru zlokalizowanego na polu pod uprawą warzyw w gospodarstwie nr 3 (3.1w). Średnia roczna wartość tego parametru wynosiła 20,23 mg N-NO₃·dm⁻³. Największe stężenie tego składnika obserwowano w okresie wiosennym i zimowym (21,56 i 21,01 mg N-NO₃·dm⁻³), nieco mniejsze latem (20,54 mg N-NO₃·dm⁻³), a najmniejsze jesienią (17,50 mg N-NO₃·dm⁻³). Stężenie N-NH₄ kształtowało się tu na zdecydowanie niższym poziomie niż w poprzednim punkcie i wynosiło średnio rocznie 0,18 mg·N-NH₄·dm⁻³. W okresie lata i jesieni notowano mniejsze jego wartości (0,12 i 0,14 mg·N-NH₄), a wiosną i zimą przekraczało ono 0,20 mg·N-NH₄. Także stężenie P-PO₄ w wodzie z tego piezometru było bardzo małe, średnio rocznie utrzymywało się na poziomie 0,08 mg P-PO₄·dm⁻³ i było zbliżone w poszczególnych porach roku. Wyjątkiem był okres jesienny, kiedy stężenie to wynosiło 0,04 mg P-PO₄·dm⁻³. Również stężenie potasu kształtowało się na niskim poziomie – średnio 0,49 mg·dm⁻³. Największe stężenie tego składnika występowało latem (0,52 mg K·dm⁻³), a najmniejsze jesienią (0,38 mg P-PO₄·dm⁻³).

W wodzie z piezometru zainstalowanego na innym pobliskim polu w tym samym gospodarstwie pod uprawą warzyw (3.2w) stężenie N-NO₃ było mniejsze (średnio 12,16 mg·dm⁻³). Największe jego wartości notowano wiosną (15,48 mg N-NO₃·dm⁻³), w sezonie jesiennym zmniejszyło się średnio do 8,59 mg N-NO₃·dm⁻³, a w okresie zimowym zanotowano wzrost jego średniej wartości do poziomu 14,38 mg N-NO₃·dm⁻³. Stężenie N-NH₄ i P-PO₄ było zbliżone do wartości stwierdzonych w poprzednim punkcie pobierania wody (3.1w). Średnie roczne stężenie potasu miało nieznacznie mniejszą wartość niż w piezometrze 3.1w i wynosiło 0,41 mg·dm⁻³. Wiosną i latem wynosiło odpowiednio 0,44 i 0,54, a jesienią i zimą po 0,30 mg K·dm⁻³.

Na polu pod uprawami zbożowymi w gospodarstwie nr 4 średnie roczne stężenie N-NO₃ w próbkach wody pobieranej z piezometru 4.1z wynosiło 3,45 mg·dm⁻³. Największą wartość tego parametru (4,43 mg N-NO₃·dm⁻³) notowano wiosną, latem ponad dwukrotnie mniejszą (1,56 mg N-NO₃·dm⁻³), jesienią ponownie większą (3,52 mg N-NO₃·dm⁻³), a w okresie zimowym znowu mniejszą (2,60 mg N-NO₃·dm⁻³). Średnie roczne stężenie N-NH₄ w okresie wiosennym i letnim utrzymywało się na zbliżonym poziomie – 0,46–0,45 mg·N-NH₄·dm⁻³. Jesienią notowano mniejsze stężenie tego składnika – wynosiło ono 0,20 mg·N-NH₄·dm⁻³, zimą nieco większe – 0,28 mg·N-NH₄·dm⁻³. Największe stężenie P-PO₄ w wodzie gruntowej na polu pod uprawą roślin zbożowych wystąpiło w okresie wiosennym (średnio 0,22 mg·dm⁻³), latem i jesienią było znacznie mniejsze – odpowiednio 0,06 i 0,08 mg·dm⁻³, natomiast zimą wynosiło średnio 0,14 i było zbliżone do średniej rocznej z okresu badań. W okresie wiosennym i letnim wartość stężenia

potasu w wodzie z tego piezometru była zbliżona i wynosiła odpowiednio 2,77 oraz 2,72 mg·dm⁻³. W kolejnych porach roku stężenie K przyjmowało mniejsze wartości i zimą wynosiło średnio 1,28 mg K·dm⁻³.

Woda pobierana z piezometru zainstalowanego na łące trwałej (4,2ł) w gospodarstwie nr 4 charakteryzowała się znacznie mniejszym stężeniem większości omawianych składników. Dotyczy to zwłaszcza N-NO₃, którego średnie roczne stężenie nie przekraczało nawet 2,0 mg·dm⁻³. Największą jego wartość notowano zimą (3,09 mg N-NO₃·dm⁻³), a najmniejszą wiosną (1,46 mg N-NO₃·dm⁻³). Stężenie N-NH₄ w poszczególnych porach roku mieściło się w granicach od 0,12 mg·dm⁻³ jesienią do 0,38 mg·dm⁻³ wiosną. Wartości tego parametru latem i zimą były zbliżone do średniej z okresu badań (0,26 mg·dm⁻³). Średnie stężenie P-PO₄ w poszczególnych porach roku było wyrównane i mieściło się w granicach 0,07–0,09 mg·dm⁻³. Również stężenie potasu w wodzie gruntowej pod łąką trwałą utrzymywało się na niskim poziomie, osiągając średnio 0,69 mg·dm⁻³. Największą wartość stężenia tego składnika w wodzie pobieranej z tego piezometru stwierdzono w okresie letnim (1,42 mg K·dm⁻³), a w pozostałych utrzymywało się ono średnio na poziomie od 0,37 do 0,50 mg K·dm⁻³.

DYSKUSJA WYNIKÓW

Przeprowadzone badania wskazują, że stężenie omawianych składników w wodzie pobranej z piezometrów, zwłaszcza N-NO₃, jest wyraźnie zróżnicowane w zależności od upraw, pór roku i stosowanego nawożenia. Największe średnie stężenie N-NO₃ w latach 2012–2014 stwierdzono w wodzie gruntowej pod uprawami warzywnymi nawożonymi dużymi dawkami – 360 kg NPK·ha⁻¹ (w tym 160 kg N, pkt. 3,1w) i sięgało ono średnio rocznie 20,23 mg N-NO₃·dm⁻³. Na innych polach z uprawami warzywnymi, ale nawożonych mniejszymi dawkami N (100–130 kg·ha⁻¹), stężenie tego składnika w wodzie gruntowej było mniejsze od ok. 15% (pkt. 2w) do 40% (pkt. 1,1w). W wodzie pod uprawami zbożowymi nawożonymi mniejszymi dawkami, tj. 180 kg NPK·ha⁻¹ (w tym 80 kg N), stężenie N-NO₃ było o 84% mniejsze w stosunku do stwierdzonego pod najintensywniej nawożonymi uprawami warzywnymi (pkt. 3,1w). Najmniejsze stężenie tego składnika wystąpiło w wodach gruntowych pod nienawożonymi lub bardzo słabo nawożonymi łąkami (pkt. 1,2ł i 4,2ł) i było średnio o 8,7 razy mniejsze od notowanych w piezometrze 3.1w. Podobnie małe stężenie N-NO₃ w wodach infiltrujących przez profil glebowy nienawożonych łąk trwałych stwierdzono w innych badaniach [ILNICKI 2004; SMOROŃ 1998; 2009; SMOROŃ i in. 1996; WARDA, UFNIARZ 2004; WESOŁOWSKI, DURKOWSKI 2004].

Ze względu na średnie stężenie N-NO₃ w okresie badawczym wody gruntowe pod uprawami warzyw odznaczały się złą jakością i mieściły się w V klasie jakości wód podziemnych oraz były zanieczyszczone azotanami ze źródeł rolniczych, pod

uprawami zbożowymi miały lepszą jakość (III klasa) [Rozporządzenie... 2002; 2008]. Najmniejsze stężenie N-NO₃ notowano w wodach pod łąkami (odpowiadało przedziałowi określone dla I–III klasy wód).

Mimo dużego zróżnicowania dawki azotu wysiewanego na pola uprawne, średnie stężenie N-NH₄ w wodach gruntowych nie wykazywało dużej zmienności. Może to wynikać z utleniania do formy azotanowej, a także z sorpcji glebowej [KOBUS 1996]. Średnie stężenie azotu azotanowego w wodach gruntowych pobieranych w okresie wiosennym z poszczególnych upraw polowych (z wyjątkiem punktu 1,1w) było największe w ciągu roku. Oznacza to, że oprócz tej formy azotu, powstałej z mineralizacji materii organicznej w okresie zimy, do wód gruntowych została wypłukana część dawki azotu wysiewanego na pola uprawne, co znacznie pogarszało jakość tych wód. Latem, a więc w okresie pełnej wegetacji roślin, stężenie N-NO₃ w wodach było mniejsze. Wynika to z intensywnego pobierania składników nawozowych w trakcie bujnego wzrostu upraw polowych. Podobne zależności stwierdzono w badaniach RAFAŁOWSKIEJ [2008]. Najbardziej uwidacznia się to w pkt. 2w, gdzie różnica stężenia N-NO₃ między średnim w okresie wiosennym a średnim w okresie letnim wynosi 6,44 mg N-NO₃·dm⁻³. Stężenie N-NO₃ w wodzie z tego piezometru jesienią przyjmowało wartości większe średnio o 5,22 mg·dm⁻³. Jest to najprawdopodobniej spowodowane uprawą w ciągu roku na tym polu dwóch roślin (buraków ćwikłowych na botwinkę, a potem kapusty pekińskiej oraz sałaty i cebuli), co wiąże się z dwukrotnym w ciągu okresu wegetacji stosowaniem nawozów, głównie azotowych. W porze zimowej obserwuje się pod omawianymi uprawami większe stężenie tego składnika, ale nigdy nie przekraczało ono wartości charakterystycznych dla okresu wiosennego. Rozkład stężenia N-NO₃ w wodzie z punktu 1.1w kształtował się nieco odmiennie i począwszy od wiosny do zimy wartości tego parametru były coraz większe. Najprawdopodobniej jest to wynikiem stosowania mniejszych ilości azotu w nawozach (110 kg·ha⁻¹), a także corocznej uprawy tylko jednej rośliny na polu (pietruska, ziemniaki).

Woda gruntowa pod uprawami warzywnymi w poszczególnych porach roku była zanieczyszczona azotanami ze źródeł rolniczych (stężenie N-NO₃ ponad 11,3 mg·dm⁻³ – V klasa jakości wód podziemnych). Wyjątkami są tylko okresy wiosenny w pkt. 1.1w oraz letni i jesienny w pkt. 3.2w, w których stężenie azotanów było mniejsze. Może się to wiązać ze stosowaniem pod uprawiane tam warzywa mniejszych ilości nawozów azotowych. Analizowana woda należała tu do zagrożonych azotanami ze źródeł rolniczych (IV klasa jakości wód podziemnych).

Stężenie N-NH₄ i K w wodach gruntowych w poszczególnych porach roku cechowało się małymi wartościami. Ich zróżnicowanie w poszczególnych porach roku było niewielkie. Na podstawie stężenia tych składników można zaklasyfikować te wody do I klasy jakości wód podziemnych. Nieco odmiennie kształtowało się stężenie P-PO₄. W okresach wiosennych notowano najczęściej większe stężenie tego składnika i w czterech punktach (1.1w, 1.2ł, 2w i 4.1w) woda odpowiadała wymaganiom stawianym III i IV klasie jakości wód podziemnych. W pozostałych

okresach wartości tego stężenia były znacznie mniejsze i mieściły się w granicach I klasy jakości.

Przedstawione wyniki badań obrazują skalę problemu, którym jest zagrożenie azotanami stwarzane wobec środowiska wodnego ze strony zanieczyszczeń obszarowych powstających w trakcie intensywnej uprawy roślin warzywnych. Oddziaływanie to ogranicza się nie tylko do wód gruntowych, ale przenosi się także do wód w rowach melioracyjnych i innych ciekach biegnących przez te tereny, powodując ich istotne zanieczyszczenie [MAGETTE 2001; SMOROŃ 1998; SMOROŃ i in. 2011; SMOROŃ, KOWALCZYK 2012; 2014; SMOROŃ, PIETRZAK 2014]. Ze względu na późnojesienny zbiór niektórych warzyw (np. kapusty, selera, pietruszki) uprawa poplonów ozimych, które zatrzymują rozpuszczalne związki azotu w produkowanej masie roślinnej jest niemożliwa. Na tych polach stosuje się najczęściej orkę zimową, która sprzyja dodatkowo mineralizacji materii organicznej. Również masa korzeniowa wysiewanych wiosną warzyw jest mała i uniemożliwia pełne pobranie azotu znajdującego się glebie. Wszystko to razem sprzyja wzmożonemu wymywaniu rozpuszczalnych związków azotu z gleby do wód gruntowych, powodując ich zanieczyszczenie.

Analiza zebranego materiału skłania do wyznaczenia na terenach intensywnych upraw warzywnych obszarów zagrożonych i zanieczyszczonych azotanami ze źródeł rolniczych. W myśl dyrektywy azotanowej [Dyrektywa 91/676/EWG] wymagałoby to podjęcia działań zapobiegających temu niekorzystnemu zjawisku.

WNIOSKI

1. Spośród roślin uprawnych zagrożenie jakości wód gruntowych stwarza intensywna uprawa warzyw.

2. Zanieczyszczenie azotanami wód pod uprawami roślin warzywnych w okresie wiosennym było najczęściej znacznie większe niż w letnim i jesiennym. Zimą notowano większe wartości stężenia N-NO₃, ale nigdy nie przekraczały one wartości notowanej wiosną.

3. W świetle dyrektywy azotanowej obszary z intensywną uprawą warzyw kwalifikowały się do szczególnie narażonych na zanieczyszczenia związkami azotu (OSN) pochodzenia rolniczego, z których należy ograniczyć odpływ azotu ze źródeł rolniczych.

4. Wody gruntowe występujące na obszarach z uprawą warzyw cechowały się złą jakością i pod względem zanieczyszczenia azotem azotanowym odpowiadały najczęściej V klasie wód wgłębnych.

5. Znacznie lepszą jakością cechowały się wody gruntowe pod łąkami trwałymi oraz zbożami i odpowiadały I–III klasie jakości.

6. Stężenie N-NH₄ i P-PO₄ oraz K w analizowanych wodach gruntowych było małe i wody te najczęściej kwalifikowały się do I klasy jakości.

Pracę zrealizowano w ramach działania nr 1.3 programu wieloletniego pt.: „Monitoring skuteczności ograniczania emisji zanieczyszczeń z gospodarstw domowych i źródeł rolniczych do wód powierzchniowych i gruntowych”, realizowanego w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym.

BIBLIOGRAFIA

- Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12.12.1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. Dz. U. VEL 91.375,1.
- ILNICKI P. 2004. Polskie rolnictwo a ochrona środowiska [Polish agriculture and the environment]. Poznań. Wydaw. AR. ISBN 83-7160-369-X ss. 485.
- KOBUS J. 1996. Rola mikroorganizmów w przemianach azotu w glebie [Role of microorganisms in nitrogen transformation in soil]. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Z. 440 s. 151–173.
- KOC J., CIEĆKO C., JANICKA R., ROCHWERGER A. 1996. Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych [The factors shaping the minimum level of nitrogen forms in agricultural lands waters]. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Z. 440 s. 175–183.
- KOC J., RAFAŁOWSKA M., SKWIERAWSKI A. 2006. Wpływ gospodarstwa rolnego na odpływ azotu mineralnego z wodami [Influence of farmstead on the outflow of mineral nitrogen with water]. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Z. 513 s. 199–207.
- KOWALSKI J. 1993. Wody podziemne. W: Zagrożenie, ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczo-rolniczego [Groundwater. In: Threat, protection and shaping of natural and agricultural environment]. Red. S. Bieszczad, J. Sobota. Wrocław. Wydaw. AR s. 222–231.
- MAGETTE W.L. 2001. Monitoring. W: Agricultural nonpoint sources pollution. Red. W.F. Ritter, A. Shirmohammadi. Boca Raton. Lewis Publ. s. 305–328.
- MAZUR T. 1997. Nawozy organiczne [Organic fertilizers]. Zeszyty Edukacyjne. Z. 2. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 9–17.
- MERCIK S., STĘPIEŃ W., FIGAT E. 1995. Dynamika zmian zawartości węgla i azotu w glebie oraz losy N z nawozów mineralnych i organicznych w statycznych doświadczeniach nawozowych [The carbon and nitrogen dynamic process in the soil and the fate of N applied to soil with mineral and organic fertilizers in the long-term static experiments]. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Z. 421a s. 277–283.
- NIEDŹWIEDŹ T., OBRĘBSKA-STARKŁOWA B. 1991. Klimat. W: Dorzecze Górnej Wisły. [Climate. In: Upper Vistula River basin]. Cz. 1. Red. I. Dynowska, M. Maciejewski. Warszawa–Kraków. PWN s. 68–84.
- PIETRZAK S. 1997. Postępowanie z nawozami organicznymi pochodzenia zwierzęcego w aspekcie ochrony jakości wody [Procedure with the organic fertilisers based on animal manures in the aspect of water quality protection]. Zeszyty Edukacyjne. Z. 2. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 31–44.
- RAFAŁOWSKA M. 2008. Ocena zawartości azotanów w wodach powierzchniowych obszaru szczególnie zagrożonego azotanami ze źródeł rolniczych [Estimation of the nitrate content in the surface waters of an area particularly exposed to pollution from agricultural sources] [online]. Proceedings of EC. Vol. 2. No 2. s. 473–478. Opole. [Dostęp 19.11.2015]. Dostępny w Internecie: www.tchie.uni.opole.pl/ecoproc08b/Rafalowska_08b.pdf
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. Dz.U. 2002. Nr 241 poz. 2093.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych. Dz.U. 2008. Nr 143 poz. 896.
- SAPEK A. 1996. Zagrożenie zanieczyszczenia wód azotem w wyniku działalności rolniczej [The risk connected with water pollution from agricultural activity]. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 440 s. 310–329.
- SAPEK A., SAPEK B. 2006. Mineralizacja związków azotu w glebie łąki nawożonej różnymi dawkami azotu i nawadnianej deszczownicą [Nitrogen mineralization in meadow soil fertilized with various doses of nitrogen and spray irrigated]. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 513 s. 355–364.
- SAPEK B. 1996. Potencjalne wymycie azotanów na tle dynamiki mineralizacji azotu w glebach użytków zielonych [Potential nitrate leaching on the background of nitrogen mineralization dynamic in grassland soils]. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 440 s. 331–352.
- SMOROŃ S. 1998. Przenikanie substancji biogenych ze źródeł rolniczych do środowiska – czynnik eutrofizacji wód gruntowych [Eutrophication of surface water as an influence of biogenic compounds penetration from the agriculture sources to the environmental]. Falenty. Wydaw. IMUZ. *Zeszyty Edukacyjne*. Z. 5 s. 41–57.
- SMOROŃ S. 2009. Wpływ upraw polowych i użytków zielonych na jakość wód w południowych rejonach Polski. W: *Badania chemiczne w służbie rolnictwa i ochrony środowiska [The impact of field crops and grasslands on the water quality in the southern regions of Poland. In: Chemical research in the service of agriculture and environment protection]*. Red. B. Sapek. *Zeszyty Edukacyjne*. Nr 12. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 151–160.
- SMOROŃ S., KOPEĆ S., MISZTAŁ A. 1996. Dynamika azotanów w wodach infiltrujących przy różnych uprawach rolniczych [The dynamics of nitrates in infiltrating waters accompanying different agricultural crops]. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 440 s. 367–374.
- SMOROŃ S., KOWALCZYK A. 2012. Nitrogen and phosphorus dynamics in the surface flowing waters of the loessial areas in northern Małopolska. *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol. 21. No. 5A s. 392–395.
- SMOROŃ S., KOWALCZYK A. 2014. Diversity of surface waters quality in Szreniawa River sub catchments. *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol. 23. No. 3A s. 151–155.
- SMOROŃ S., KUŹNIAR A., KOWALCZYK A. 2011. The loads of chemical components (NPK) in the Proszowice Plateau (the given example being of the Szreniawa catchment). *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol. 20. No. 4A s. 312–316.
- SMOROŃ S., PIETRZAK S. 2014. Wstępne rozpoznanie jakości wód podziemnych i powierzchniowych różnie użytkowanych terenów rolniczych zlewni Szreniawy [Preliminary recognition of ground and surface water quality in variously used agricultural areas in the Szreniawa River catchment]. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 14. Z. 3 (47) s. 143–157.
- WARDA M., UFNIARZ K. 2004. Wpływ sposobu użytkowania runi na zawartość azotu mineralnego w wodzie gruntowej [The effect of sward utilization method on the content of mineral nitrogen in the ground water]. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Lublin*. Vol. 59. Nr 3. Sect. E s. 1297–1303.
- WITEK T., GÓRSKI T., KERN H., ŻUKOWSKI B., BUDZYŃSKA K., FILIPIAK K., FIUT M., STRZELEC J. 1994. Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin [Valorisation of agricultural production area according to Polish municipalities]. Kier. T. Witek. Puławy. IUNG. Supplement A-57 ss. 248.
- WESOŁOWSKI P., DURKOWKI T. 2004. Stężenie składników mineralnych w wodach gruntowych na łąkach torfowych nawożonych gnojowicą i obornikiem [Concentration of mineral components in groundwater on peat meadows fertilized with liquid manure and manure]. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 4. Z. 1 (10) s. 139–145.

Sylwester SMOROŃ, Stefan PIETRZAK

THE DYNAMIC OF NUTRIENT CONCENTRATION IN THE GROUND WATER IN THE TERRAIN UNDER VARIED CROPS

Key words: biogenic compounds, grains, ground waters, meadows, NPK, vegetables

S u m m a r y

The long-term programme implemented by the Institute of Technology and Life Sciences (P.W. activity 1.3) began in April 2012. Monitoring of groundwater quality was carried out in the Małopolska loess areas for different field crops. The groundwater was analysed in the areas covered by the intensive cultivation of vegetables, moderately fertilized cereals and poorly fertilized and non-fertilized permanent meadows. The objective of the study was to determine concentration dynamics of the nutrients ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$) at various times of the year for the period of 2012–2014. Also potassium was included, as a component of basic fertilization.

In the vegetable cultivation, high NPK fertilization level was applied in the 4 sites, and doses per hectare were: 110–160 kg N, 70–90 kg P_2O_5 and 80–100 kg K_2O . Fertilization of cereal crops was smaller and amounted respectively: 60–80; 30–40; 60–80 kg per hectare. With two meadow sites, only in the one site, manure was applied every three years at the rate of $10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Based on the results of the chemical analyzes, it was found that $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration was greatest in groundwater under vegetable crops. Increased concentration of this nitrogen form was observed most frequently in the spring and the smaller in the summer. These waters are the most frequently corresponded to V-class quality and have been threatened or polluted by nitrates from the agricultural sources. In the case of cereal crops and grasslands, water quality was much better and the concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$ corresponds to I–III class. One of the reasons of very different concentration of this compound in the vegetable cultivation, may be the lack of plant cover in the autumn and winter, which favours the leaching the chemicals from the soil. The concentration of the remaining components from particular sampling points, corresponds to I–III class of the groundwater quality

Adres do korespondencji: dr inż. Sylwester Smoroń, Małopolski Ośrodek Badawczy ITP w Krakowie, ul. Ułanów 21b, 31-450 Kraków; tel. +48 12 412-52-08, e-mail: S.Smoron@itp.edu.pl