

**MONITOROWANIE SKŁADU MINERALNEGO WODY
W UJĘCIACH ZLOKALIZOWANYCH
NA TERENACH PRODUKCJI WARZYW SZKLARNIOWYCH
W LATACH 2010-2014**

MONITORING OF THE MINERAL COMPOSITION OF WATER
INTAKES LOCATED IN AREAS
OF VEGETABLES GREENHOUSES PRODUCTION IN 2010-2014

Waldemar Kowalczyk, Jacek Dyśko, Anna Felczyńska

Instytut Ogrodnictwa

ul. Konstytucji 3 Maja 1/3, 96-100 Skierniewice

waldemar.kowalczyk@inhort.pl

Abstract

Monitoring of mineral composition of the water used for fertigation in soil-less cultivation was the aim of the study conducted in the years 2010-2014. The water samples were collected from selected water intakes located in the greenhouse horticultural farms. The samples were taken bimonthly from each water intake and determined for pH, conductivity (EC), bicarbonates, macro- and microelements. It was found that the pH of the water was slightly alkaline and maintained at 6.9-7.3 with a clear upward trend over time. Monitoring of minerals in water showed decline trend in total salt content. Concentration of Na and HCO_3^- in the analysed samples tended to increase over time, while the P, K, Ca, N-NO_3^- and SO_4^{2-} demonstrated a downward trend in subsequent years of the study. There were no changes in the average content of N-NH_4^+ , Mg, Cl^- and microelements.

Key words: monitoring, water intakes, mineral content, macroelements, microelements

WSTĘP

Łączna powierzchnia uprawy warzyw szklarniowych w Polsce szacowana jest na 2470 ha (tab. 1). Breś (2012) podaje, że łączna powierzchnia uprawy pomidora wynosi ponad 2500 ha. Uprawy bezglebowe zajmują około 1500 ha, w tym uprawa pomidora na wełnie mineralnej 1200 ha, natomiast uprawa ogórka około 100 ha (Dyśko 2007). Na terenach o dużej koncentracji obiektów szklarniowych może to stanowić pewne zagrożenie dla środowiska, szczególnie dla wody w lokalnych ujęciach.

Najlepszym podłożem do upraw bezglebowych jest wełna mineralna (Komosa 2002). Podłoże to charakteryzuje się bardzo dobrymi właściwościami fizycznymi i chemicznymi (Jaroszuk-Sierocińska 2007), co pozwala na uzyskanie wysokich plonów. Dla zapewnienia odpowiednich warunków do wzrostu i rozwoju roślin uprawianych w wełnie mineralnej konieczne jest stosowanie przelewu pożywki w ilości 30-40%. Uprawy bezglebowe prowadzone są prawie wyłącznie systemem otwartym, w którym nadmiar pożywki nawozowej (wyciek, przelew, wody drenarskie) wpływający z mat uprawowych odprowadzany jest w głąb gruntu szklarni do ścieków lub gromadzony w sztucznych zbiornikach. Składniki nawozowe zawarte w tych przelewach mogą przemieszczać się w glebie głębiej i dostawać się do wód podziemnych, a następnie do studni, powodując zanieczyszczenie środowiska naturalnego (Breś i Roszyk 2003). Z danych literaturowych (Dyśko 2007; Breś 2009; Breś 2002) wynika, że ponad 5 ton czystych składników z każdego hektara szklarni dostaje się do gruntu. Breś (2009) podaje, że w uprawach takich warzyw jak pomidor, ogórek oraz roślin ozdobnych – róża i gerbera – z powierzchni 1 ha straty potasu, azotu, wapnia i siarki wynoszą odpowiednio: 413, 231, 220 i 101 kg/miesiąc/ha. Kleiber (2012) uważa, że największe zanieczyszczenie środowiska powodowane jest przez intensywne uprawy pomidora. Na podstawie wcześniejszych badań Komosa i Roszyka (1998) oraz Kowalczyka i in. (2001, 2010) wynika, że wzrasta zawartość niektórych składników mineralnych w wodach studziennych. Komosa (2002) prowadząc badania składu mineralnego wód studziennych w rejonie Kalisza, zwrócił uwagę na wzrastające zanieczyszczenie wody składnikami pokarmowymi roślin i jonami balastowymi.

Tabela 1. Powierzchnia szklarni i tuneli foliowych w Polsce (źródło GUS: <http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/psr-2010/powszechny-spis-rolny-2010-uprawy-ogrodnicze,7,1.html> i szacunki własne)

Table 1. The area of greenhouses and plastic tunnels in Poland (GUS source: <http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/psr-2010/powszechny-spis-rolny-2010-uprawy-ogrodnicze,7,1.html> and own estimates)

Powierzchnia (ha) Area (ha)	Ogółem Total	Pomidor Tomato	Ogórek Cucumber	Pozostałe Other
Ogółem; Total	6500	2500	1300	2700
Szklarnie Greenhouses	2470	1150	400	920
Tunele foliowe Plastic tunnels	4030	1350	900	1780

Celem prowadzonych badań było monitorowanie i ocena stanu zanieczyszczenia wód podziemnych składnikami pokarmowymi i sodem w rejonach o największej uprawie warzyw pod osłonami.

MATERIAŁ I METODY

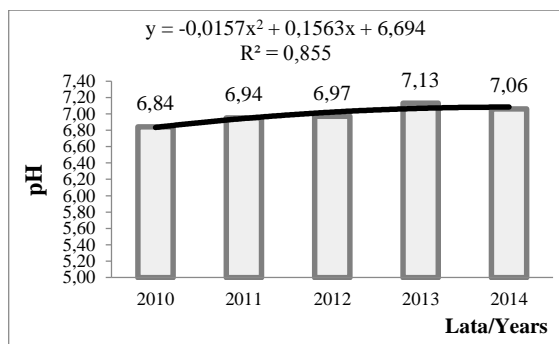
Monitorowanie składu mineralnego wód prowadzono w latach 2010-2014. Próby wody pobierano z ujęć przeznaczonych do fertygacji warzyw, na terenach skoncentrowanej produkcji szklarniowej, głównie z okolic Warszawy, Kalisza, a także z województw południowej Polski. Próby wody pobierano z wyznaczonych ujęć/studni co 2 miesiące przez pięć lat. Analizie chemicznej poddano łącznie 900 prób. Woda analizowana była na zawartość składników pokarmowych i sodu. W każdej próbie określano stężenie makro- i mikroskładników, pH i ogólną zawartość soli mineralnych, wyrażając ją jako wskaźnik EC (przewodnictwo właściwe roztworu). Odczyn (pH) wody oznaczano pehametrem firmy Orion model Versa Star, a ogólną zawartość soli (EC) konduktometrem modelem CC-551 firmy Elmetron. Oznaczenia kationów: K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ oraz $P-PO_4^{3-}$ i SO_4^{2-} i mikroskładników (Fe, Fe_{og} , Mn, Cu, Zn, B) przeprowadzono przy pomocy sekwencyjnego spektrometru emisyjnego z indukcyjnie sprzężoną plazmą – ICP model Optima 2000DV firmy Perkin-Elmer. Zawartość $N-NO_3^-$ i stężenie jonu NH_4^+ oznaczano metodą kolorymetryczną przy użyciu autoanalyzera przepływowego firmy Skalar San^{plus}. Stężenie jonów chlorkowych oznaczano metodą potencjometryczną przy pomocy jonoanalyzera Orion model Versa Star. W próbach wody określono także zawartość kwaśnych węglanów (HCO^-) metodą miareczkową oraz twardość ogólną, wyrażoną w stopniach niemieckich (°dH). Wyniki badań opracowano statystycznie za pomocą analizy regresji i przedstawiono na wykresach, wyznaczając linię trendu zmian w kolejnych latach prowadzenia badań.

WYNIKI I DYSKUSJA

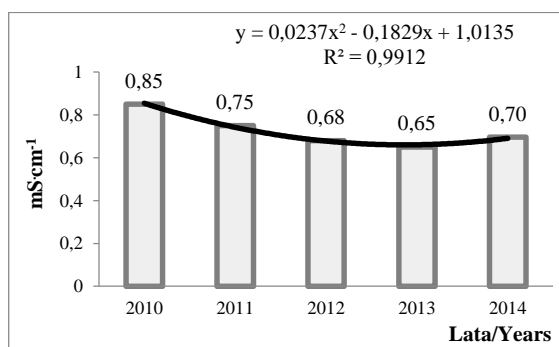
Porównanie wyników analizy chemicznej próbek wody w monitorowanych ujęciach wskazuje na tendencje wzrostu pH w kolejnych latach prowadzenia obserwacji. Średnie pH wzrastało w kolejnych latach od wartości 6,9 w roku 2010 do wartości 7,3 w roku 2013 (rys. 1). Wyznaczona linia trendu wskazywała na wyraźną tendencję wzrostową ($R^2 = 0,867$). Analiza statystyczna liczebności prób w zależności od zakresu pH wykazała, że w 2014 roku 87% prób, w 2013 prawie 90%, a w poprzednich latach 55% miało wartość $pH \geq 7$. Wraz ze wzrostem pH wzrastała średnia

zawartość HCO_3^- (rys. 4). Zaobserwowana tendencja wskazuje na powolne tzw. „alkalizowanie się wody”. Wyższe pH i większe stężenie kwaśnych węglanów jest korzystnym zjawiskiem, ponieważ zasadowy odczyn wody sprawia, że trudniej rozpuszczają się szkodliwe dla zdrowia związki glinu, fosforu oraz niektóre metale ciężkie. Z drugiej strony wyższe pH wody i większe stężenie kwaśnych węglanów wymaga większej ilości kwasu azotowego do obniżenia pH pożywki w uprawach bezglebowych warzyw, co podnosi koszty produkcji. W nielicznych ujęciach, zawartość kwaśnych węglanów w wodzie wynosiła ponad $500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ HCO}_3^-$. Ponad 84% prób analizowanych w latach 2010-2012 zawierało HCO_3^- w przedziale $160\text{-}420 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (Kowalczyk i in. 2013), podobnie było w roku 2013 i 2014. Średnia ogólna twardość wody od wartości $22,3 \text{ }^\circ\text{dH}$ w roku 2010 obniżyła się do poziomu $19,6$ i $20,2 \text{ }^\circ\text{dH}$, odpowiednio w roku 2013 i 2014 (rys. 3). Na ogólną twardość wody największy wpływ ma obecność jonów wapnia i magnezu. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują na wyraźną tendencję spadkową średniej zawartości Ca w monitorowanych ujęciach w okresie pięcioletnich obserwacji (rys. 9). Przeciętna zawartość Ca w analizowanych wodach to $92 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Zawartość magnezu nie ulegała zmianom w czasie 5-letnich obserwacji i utrzymywała się na poziomie $23\text{-}23,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 9).

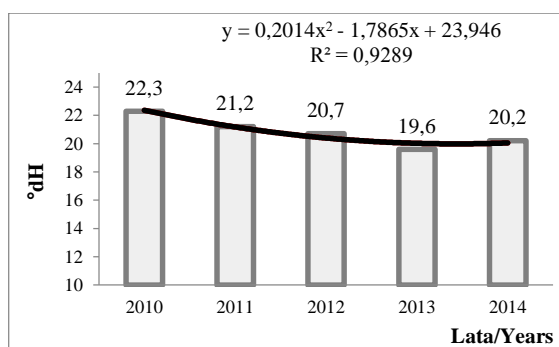
Z badań nad jakością wody do fertygacji prowadzonych w latach 1998-2000 (Kowalczyk i in. 2001) wynika, że wartość EC w analizowanych próbach wody wynosiła średnio $0,61 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, podobnie jak w roku 2013 ($0,65 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$). Od roku 2010 obserwowano tendencje obniżania się EC do wartości $0,65 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ w roku 2013 (rys. 2). Przebieg zmian EC był różny w zależności od ujęcia. Z badań prowadzonych w latach 2011-2012 wynikało, że na 30 monitorowanych obiektów w 9 obserwowano tendencje spadkowe zawartości soli ogółem, w 14 wskaźnik EC utrzymywał się na stałym poziomie, natomiast w 6 stwierdzono jego wzrost. Średnia zawartość N-NO_3^- z ponad $25 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w roku 2010 obniżyła się do wartości $12,5$; $4,08$ i $5,52 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, odpowiednio w roku 2011, 2013 i 2014 (rys. 5). Porównanie liczebności prób w zależności od stężenia analizowanego składnika w latach 2010-2012 wykazało, że w przeważającej liczbie prób (65%) woda zawierała N-NO_3^- w stężeniu nie większym niż $5,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Badania na obecność formy amonowej wykazały, że woda stosowana do fertygacji upraw szklarniowych nie zawierała jonów NH_4^+ w nadmiarze, a średnie stężenie mieściło się w zakresie $0,07\text{-}0,20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 6).



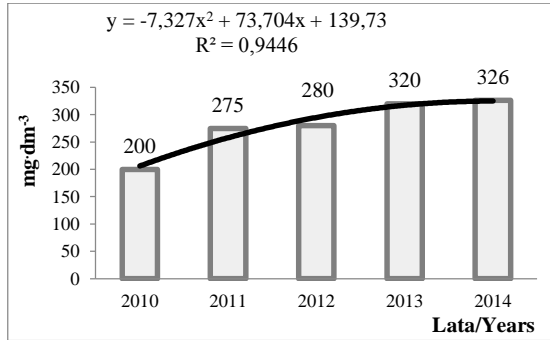
Rys. 1. Średnie pH wody w monitorowanych ujęciach w kolejnych latach badań
 Fig. 1. The mean value of the water pH in monitored water intakes in subsequent years of the study



Rys. 2. Średnia wartość wskaźnika EC w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań
 Fig. 2. The mean value of EC factor of the water in monitored water intakes in subsequent years of the study

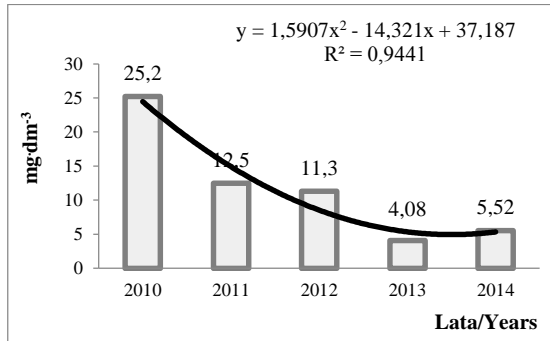


Rys. 3. Twardość ogólna wody w monitorowanych ujęciach w kolejnych latach badań
 Fig. 3. Total hardness of water in monitored water intakes in subsequent years of the study



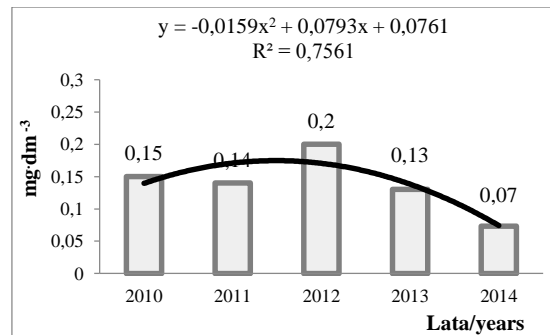
Rys. 4. Średnia zawartość kwaśnych węglanów (HCO_3^-) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 4. The mean content of the bicarbonates (HCO_3^-) in monitored water intakes in subsequent years of the study



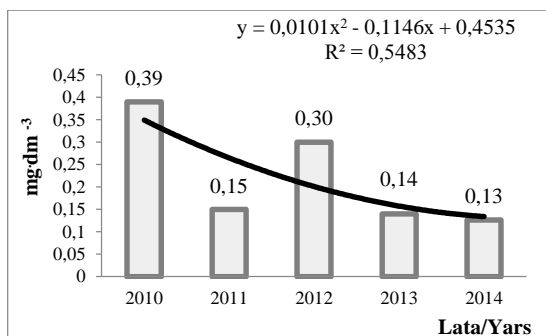
Rys. 5. Średnia zawartość N- NO_3^- w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 5. The mean content of N- NO_3^- in monitored water in intakes in subsequent years of the study



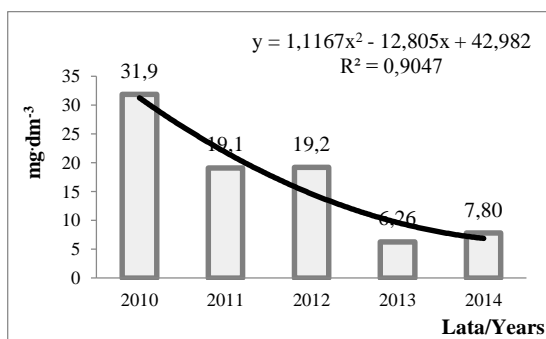
Rys. 6. Średnia zawartość N- NH_4^+ w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 6. The mean content of N- NH_4^+ in monitored water in intakes in subsequent years of the study



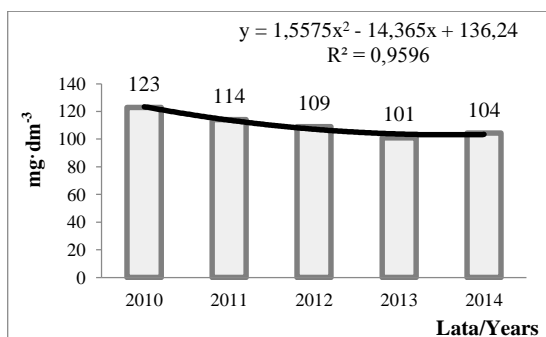
Rys. 7. Średnia zawartość P-PO₄⁻³ w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 7. The mean content of P-PO₄⁻³ in monitored water in intakes in subsequent years of the study



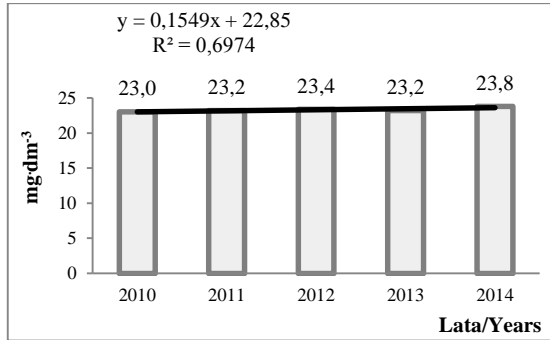
Rys. 8. Średnia zawartość potasu (K) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 8. The mean content of potassium (K) in monitored water in intakes in subsequent years of the study



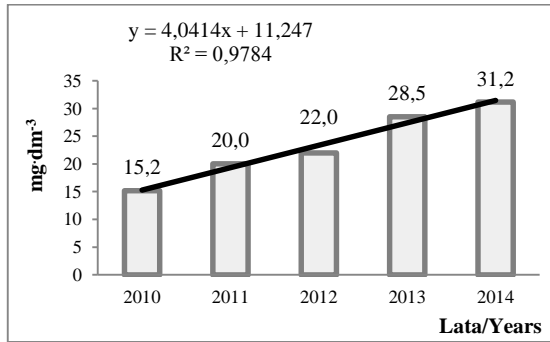
Rys. 9. Średnia zawartość wapnia (Ca) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 9. The mean content of calcium (Ca) in monitored water in intakes in subsequent years of the study



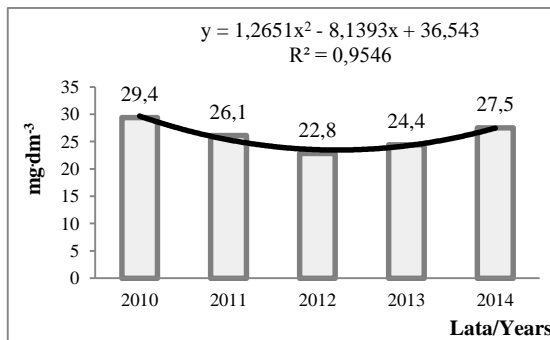
Rys. 10. Średnia zawartość magnezu (Mg) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 10. The mean content of magnesium (Mg) in monitored water intakes in subsequent years of the study



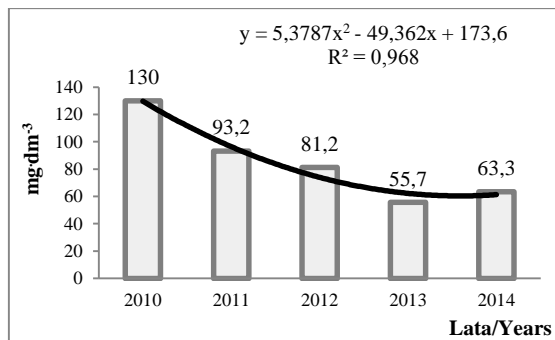
Rys. 11. Średnia zawartość sodu (Na) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 11. The mean content of sodium (Na) in monitored water intakes in subsequent years of the study



Rys. 12. Średnia zawartość chlorków (Cl⁻) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 12. The mean content of chlorides (Cl⁻) in monitored water intakes in subsequent years of the study



Rys. 13. Średnia zawartość siarczanów (SO₄²⁻) w monitorowanych ujęciach wody w kolejnych latach badań

Fig. 13. The mean content of sulfates (SO₄²⁻) in monitored water intakes in subsequent years of the study

Stężenie P-PO₄ w 85-90% ogólnej liczby prób było niższe niż 0,2 mg·dm⁻³, a średnia zawartość pierwiastka w latach 2010-2014 wynosiła 0,22 mg·dm⁻³ (rys. 7). Przeciętna jego zawartość to 0,1 mg·dm⁻³.

Średnia zawartość potasu w sposób dynamiczny zmniejszała się od ponad 30 mg·dm⁻³ do 6,26 mg·dm⁻³ w roku 2013 (rys. 8). Z analizy liczebności prób w zależności od jego zawartości wynika, że w prawie 70% prób jego stężenie nie przekraczało 10 mg·dm⁻³. W roku 2012 w połowie prób jego zawartość była niższa niż 4,90 mg·dm⁻³, w 2013 – 3,54 mg·dm⁻³, a w 2014 – 3,59 mg·dm⁻³.

Średnia zawartość Na⁺, jednego z tzw. składników balastowych, w monitorowanych ujęciach wzrastała z czasem (rys. 11). W latach 2010-2012 (Kowalczyk i in. 2013) zawartość Na⁺ nie przekraczała 30 mg·dm⁻³ w 80% analizowanych prób, w roku 2013 – w 69%, a w roku 2014 – w 61% ogólnej liczby prób. W latach 2010-2012 zaobserwowano wyraźną tendencję spadku średniej zawartości chlorków w badanych próbach wody i jej wzrost w roku 2013 i 2014 (rys. 12).

Zawartość siarczanów w wodzie w czasie 5 letnich obserwacji wyraźnie obniżała się (rys. 13). W roku 2013 w ponad 70% analizowanych prób średnie stężenie SO₄²⁻ nie przekraczało 50 mg·dm⁻³, a w połowie ich zawartość była niższa niż 30 mg·dm⁻³. Wiadomo jest, że obecność siarczanów w pożywce w istotny sposób wpływa na wzrost EC. Wysokie stężenie siarczanów w wodzie sprawia także trudności w opracowaniu pożywek nawozowych, a tym samym stanowi ograniczenie w stosowaniu nawozów w formie siarczanowej.

Składniki mikroelementowe: Mn, Cu, Zn, B występowały w ujęciach wody na ogół w niskich stężeniach, z wyjątkiem żelaza, którego zawartość wahała się od 0,02 do ponad 6,0 mg·dm⁻³ i miała wysoką wartość współczynnika zmienności CV (tab. 2).

Tabela 2. Charakterystyka wody pobranej z ujęć z terenów uprawy warzyw pod osłonami w latach 2010-2014

Table 2. Characteristics of water collected from water intakes from the area of vegetable growing under covers in the years 2010-2014

Składnik Element	Średnia Mean	Mediana Median	SD	CV	min.	max.	Zakres Range
	mg·dm ⁻³						
Fe _{og.}	0,50	0,24	0,82	154	0,02	6,84	6,82
Fe _{total}							
Mn	0,14	0,04	0,24	169	0,02	1,70	1,68
Cu	0,02	0,02	0,02	68	0,02	0,17	0,15
Zn	0,08	0,02	0,17	201	0,02	1,34	1,32
B	0,11	0,09	0,09	74	0,02	0,48	0,46

Według rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 20.04.2010 r. zawartość żelaza w wodzie do spożycia nie powinna przekraczać 0,2 mg·dm⁻³. W ponad połowie analizowanych wód jego zawartość została przekroczona (wartość mediany = 0,24 mg·dm⁻³). Kryteria przydatności wody do fertygacji są mniej restrykcyjne, a dopuszczalna zawartość Fe w wodzie związana jest z drożnością systemów nawadniania i różnie podawana przez autorów. Średnia zawartość manganu, podobnie jak Fe, charakteryzowała się dużą zmiennością (CV = 169%). Według rozporządzenia Ministra Zdrowia jego dopuszczalna zawartość wynosi 0,05 mg·dm⁻³. W połowie badanych prób stężenie Mn nie przekraczało 0,05 mg·dm⁻³. W monitorowanych ujęciach nie stwierdzono nadmiernych zawartości miedzi, a jej stężenie nie przekraczało 0,05 mg·dm⁻³. Stwierdzono tylko nieliczne przypadki podwyższonej zawartości Cu. Stężenie cynku w 86% badanych prób nie przekraczało 0,10 mg·dm⁻³, a w połowie analizowanych prób zawartość Zn była niższa niż 0,05 mg·dm⁻³. Obecność cynku w monitorowanych ujęciach charakteryzowała się wysokim współczynnikiem zmienności (tab. 2). Dopuszczalna zawartość boru w wodzie do spożycia wynosi 1 mg·dm⁻³ (Dz.U. nr 72 poz. 466). W wodzie do fertygacji, szczególnie w uprawach bezglebowych warzyw na wełnie mineralnej, jego zawartość

nie powinna być wyższa niż $0,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w uprawach z recykulacją pożywki $0,27 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W monitorowanych ujęciach średnia zawartość boru była stosunkowo niska. Wyniki analiz chemicznych wykazały, że w połowie analizowanych prób bor występował w stężeniu nie większym niż $0,09 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 2). W ponad 80% badanych prób stężenie boru było niższe niż $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

PODSUMOWANIE

1. W wyniku prowadzonego monitoringu składu chemicznego w ujęciach wody, zauważono wyraźne tendencje wzrostu pH i stężenia kwaśnych węglanów.
2. Ogólna zawartość soli wyrażona wskaźnikiem EC (ogólna zawartość rozpuszczonych soli) wykazywała tendencje spadkowe w okresie prowadzenia badań.
3. Średnia zawartość wapnia w analizowanych próbach obniżała się, natomiast zawartość magnezu nie ulegała zmianom w czasie prowadzenia obserwacji.
4. Średnia zawartość formy amonowej w badanych próbach wody utrzymywała się na niskim poziomie, a zawartość formy azotanowej wykazywała tendencje spadkowe w czasie 5-letnich obserwacji, podobne tendencje stwierdzono dla fosforanów i jonów potasowych.
5. Średnia zawartość sodu w monitorowanych ujęciach wody wykazywała tendencje wzrostowe, zawartość jonów chlorkowych ulegała niewielkim zmianom, natomiast stwierdzono wyraźne tendencje obniżania się stężenia siarczanów.
6. Zawartość mikrośladników w analizowanych próbach wody charakteryzowała się dużą zmiennością, a dla żelaza i manganu w wielu przypadkach zostały przekroczone dopuszczalne zawartości dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Literatura

- Breś W. 2002. Zanieczyszczenie środowiska jako skutek uprawy roślin ogrodniczych w otwartych systemach nawadniania i nawożenia. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCCXLII, Melioracje i Inżynieria Środowiska* 23: 35-42.
- Breś W. 2009. Estimation of nutrient losses from open fertigation systems to soil during horticultural plants cultivation. *Polish Journal of Environmental Studies* 18(3): 341-345.

- Breś W. 2012. Wpływ upraw bezglebowych na środowisko glebowe. Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Nowe środki ulepszania gleby do redukcji zanieczyszczeń i rewitalizacji ekosystemu glebowego”. Skierniewice 2012, s. 17-21.
- Breś W., Roszyk J. 2003. Soil deposits of elements during plant growing in open fertigation systems. *Folia Horticulturae*. Supplement 1: 492-494.
- Dyśko J. 2007. Problemy w bezglebowej uprawie pomidora w zamkniętym układzie nawożenia z recyrkulacją pożywki. Materiały z Kongresu Agrotechniki Szklarniowej. Warszawa 2007, s. 52-57.
- Jaroszuk-Sierocińska M. 2007. Właściwości wodno-powietrzne wełny mineralnej Grodan® Master. *Acta Agrophysica* 10(1): 113-120.
- Kleiber T. 2012. Pollution of the natural environment in intensive cultures under greenhouses. *Archives of Environmental Protection*. 38(2): 45-53. DOI: 10.2478/v10265-012-0017-5.
- Komosa A. 2002. Podłoża inertne – postęp czy inercja? *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 485: 147-167.
- Komosa A., Roszyk J. 1998. Przydatność wody do fertygacji – wapń. Ogólnopolska Konferencja Naukowa “Efektywność stosowania nawozów w uprawach ogrodnich”, AR Lublin, s. 89-92.
- Kowalczyk W., Dyśko J., Felczyńska A. 2010. Ocena stopnia zanieczyszczenia składnikami nawozowymi wody z ujęć głębinowych na terenach o skoncentrowanej produkcji szklarniowej. *Nowości Warzywnicze* 51: 29-34.
- Kowalczyk W., Dyśko J., Felczyńska A. 2013. Tendencje zmian zawartości wybranych składników mineralnych w wodach stosowanych do fertygacji warzyw uprawianych pod osłonami. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 2(I): 167-175.
- Kowalczyk W., Kaniszewski S., Felczyńska A. 2001. Quality of water for fertigation in vegetable growing under covers. *Vegetable Crops Research Bulletin* 54: 75-85.
- Dziennik Ustaw nr 72 poz. 466 z 2010 r. – Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dn. 20.04.2010 zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Praca została wykonana w ramach Programu Wieloletniego „Rozwój zrównoważonych metod produkcji ogrodniczej w celu zapewnienia wysokiej jakości biologicznej i odżywczej produktów ogrodniczych oraz zachowania bioróżnorodności środowiska i ochrony jego zasobów”, finansowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi.