PROGRESS IN PLANT PROTECTION
61 (1): 31-39, 2021
ISSN 1427-4337

DOI: 10.14199/ppp-2021-004
Published online: 01.03.2021

Received: 19.01.2021 / Accepted: 19.02.2021

Reakcja pszenicy rosnącej na glebie zanieczyszczonej miedzią na doglebowe nawożenie krzemem

Response of wheat grown on copper-contaminated soil to soil silicon fertilisation

Aleksandra Zajączkowska*, Jolanta Korzeniowska[A]

Streszczenie

Celem badań było sprawdzenie działania doglebowej aplikacji krzemu (Si) na złagodzenie stresu u dwóch odmian pszenicy spowodowanego nadmiarem miedzi (Cu) w glebie. Dwuletnie badania przeprowadzono w warunkach hali wegetacyjnej z wykorzystaniem wazonów o pojemności 2,3 kg gleby. Przed wypełnieniem wazonów glebę zanieczyszczono miedzią w postaci $CuSO_4$ w dawce 200 mg/kg Cu. Krzem był aplikowany doglebowo przed siewem roślin w dawkach 200 i 400 mg/kg Si w postaci Na_2SiO_3. Jako rośliny testowe użyto dwóch odmian pszenicy – Lindbergh i Kandela. Zastosowana dawka Cu była toksyczna dla obu badanych odmian pszenicy i spowodowała spadek biomasy pędów. Doglebowa aplikacja Si ograniczyła negatywny wpływ miedzi tylko dla odmiany Lindbergh.

Słowa kluczowe: krzem, Si, aplikacja doglebowa, toksyczność miedzi, Cu, pszenica

Summary

The aim of the study was to test the effect of soil silicon (Si) application to relieve stress in two cultivars of wheat caused by excess of copper (Cu) in the soil. Two-year research was carried out in greenhouse with the use of vases with a capacity of 2.3 kg of soil. Before filling the pots, the soil was contaminated with copper in the form of $CuSO_4$ in dose of 200 mg/kg Cu. Silicon was applied to the soil before sowing the plants in doses of 200 and 400 mg/kg Si in the form of Na_2SiO_3. Two wheat cultivars were used as test plants – Lindbergh and Kandela. The applied dose of Cu was toxic for both cultivars and caused a reduction of the shoot biomass. The soil application of Si limited the negative effect of copper only in the case of the Lindbergh cultivar.

Key words: silicon, Si, soil application, copper toxicity, Cu, wheat

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
Zakład Herbologii i Technik Uprawy Roli
Orzechowa 61, 50-540 Wrocław
*corresponding author: a.zajaczkowska@iung.wroclaw.pl
ORCID: [A]0000-0003-3701-9576

Wstęp / Introduction

Zanieczyszczenie metalami ciężkimi jest poważnym problemem na całym świecie (Tóth i wsp. 2016; El-Beltagi i wsp. 2020). Przemysł, górnictwo czy nierozważne stosowanie środków ochrony roślin, osadów ściekowych i odpadów przemysłowych w rolnictwie niesie ze sobą nadmierne nagromadzenia pierwiastków śladowych w glebach i roślinach, co z kolei stanowi zagrożenie dla całego łańcucha pokarmowego (Gruca-Królikowska i Wacławek 2006; Koncewicz-Baran i Gondek 2010; Karczewska 2012).

Jednym z metali ciężkich, którego nadmiar może być szkodliwy dla roślin jest miedź (Cu). Pomimo, że pierwiastek ten jest mikroelementem niezbędnym dla roślin, to jego zbyt wysoka zawartość w glebie ma działanie fitotoksyczne i może powodować zahamowanie wzrostu i rozwoju oraz uszkodzenia tkanek roślinnych (Korzeniowska i Stanisławska-Glubiak 2015b; Bosnić i wsp. 2019).

W celu uniknięcia toksycznego działania metali, rośliny wykształciły pewne mechanizmy obronne, które pozwalają przeciwdziałać uszkodzeniom oraz utrzymywać prawidłowe stężenie metali w aktywnych częściach roślin (Adrees i wsp. 2015). Wyodrębnia się dwie główne strategie obronne: unikanie pobierania metali (ang. avoidance) oraz neutralizację metali w komórkach roślin w przypadku ich pobrania (ang. tolerance) (Siwek 2008; Kłosowska 2010). Pierwsza ze strategii polega na wykształceniu mechanizmów zewnątrzkomórkowych ograniczających pobranie przez roślinę czynnika stresowego (np. metali ciężkich). Może odbywać się to w ścianie komórkowej lub w ryzosferze. Ściana komórkowa korzenia jest pierwszą barierą zapobiegającą przedostawaniu się jonów metali ciężkich do protoplazmy, a tym samym wpływa na ich adsorpcję i magazynowanie (Li i wsp. 2021). Jednak, gdy jony metali przedostaną się przez wymienione bariery, roślina radzi sobie wykorzystując drugą strategię, która polega na aktywowaniu mechanizmów wewnątrzkomórkowych zapewniających ochronę przed uszkodzeniami poprzez: 1) syntezowanie licznych związków, takich jak kwasy organiczne i nieorganiczne czy aminokwasy, których zadaniem jest wiązanie metali w cytoplazmie, kompartmentacja i składowanie kompleksów biocząsteczka-metal w wakuolach i ścianach komórkowych, co zapobiega przedostawaniu się nadmiernej ilości metali do protoplastu, 2) aktywację antyoksydacyjnego systemu wiążącego wolne rodniki i reaktywne formy tlenu (Neumann i Nieden 2001; Siwek 2008; Wu i wsp. 2013; Li i wsp. 2021).

Na przełomie ostatnich lat zwrócono uwagę na inny sposób ograniczenia toksyczności metali dla roślin poprzez aplikację krzemu (Si) (Guntzer i wsp. 2012; Wu i wsp. 2013; Imtiaz i wsp. 2016; Zajączkowska i Korzeniowska 2020). Istnieje coraz więcej dowodów na to, że Si nie tylko odpowiada za sztywność liści roślin jednoliściennych, ale bierze również udział w różnych procesach fizjologicznych, a rośliny pozytywnie reagują na nawożenie tym pierwiastkiem (Epstein 1994, 1999; Kowalska i wsp. 2020; Sienkiewicz-Cholewa i Zajączkowska 2020; Kowalska i wsp. 2021).

W wielu pracach wykazano, że aplikacja Si radykalnie zmniejszała toksyczność kadmu (Cd) i cynku (Zn) dla roślin (Kaya i wsp. 2009; Dresler i wsp. 2015; Hussain i wsp. 2015; Mehrabanjoubani i wsp. 2015; Zajączkowska i wsp. 2020; Zhao i wsp. 2020). Liu i wsp. (2009), Gu i wsp. (2012) oraz Vaculík i wsp. (2012) sugerują, że Si powodował immobilizację Cd i Zn w ścianach komórkowych korzeni, co miało wpływ na ograniczenie przemieszczania się tych metali w roślinie. Neumann i Nieden (2001) wykazali, że Si zwiększał tolerancję roślin na toksyczność Zn poprzez wytrącanie w cytoplazmie i jądrze komórkowym osadów zawierających głównie Si i Zn. Ponadto Song i wsp. (2011), Farooq i wsp. (2013) oraz Anwaar i wsp. (2015) stwierdzili, że dodatek Si do podłoża modyfikował aktywność enzymów antyoksydacyjnych, takich jak SOD, POD i CAT, przyczyniając się do łagodzenia stresu oksydacyjnego wywołanego przez nadmiar Cd i Zn.

Mało jest dostępnych danych literaturowych wskazujących na znaczenie krzemu w ograniczeniu toksyczności miedzi dla roślin. Ponadto większość badań związanych z wymienioną problematyką prowadzona była w warunkach kultur wodnych, gdzie Si był dodawany do pożywki (Oliva i wsp. 2011; Collin i wsp. 2014; Keller i wsp. 2015; Ali i wsp. 2016). Niezbędne więc było sprawdzenie działania Si w doświadczeniach prowadzonych w warunkach zbliżonych do polowych, gdzie Si byłby dodawany do gleby.

Celem podjętych badań było sprawdzenie działania doglebowej aplikacji Si na złagodzenie stresu wywołanego nadmiarem Cu w glebie u dwóch odmian pszenicy. Spodziewano się, że zastosowanie Si zwiększy odporność roślin na stres, co spowoduje ograniczenie fitotoksyczności Cu.

Materiały i metody / Materials and methods

W latach 2018–2019 w hali wegetacyjnej Zakładu Herbologii i Technik Uprawy Roli Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowego Instytutu Badawczego we Wrocławiu przeprowadzono dwa doświadczenia wazonowe różniące się rośliną testową, po 2 serie w każdym roku. W 2018 roku rośliną testową była pszenica ozima odmiany Lindbergh (SAATEN-UNION GmbH, Niemcy), a w 2019 roku pszenica jara odmiany Kandela (Danko Hodowla Roślin Sp. z o.o.). We wszystkich czterech przeprowadzonych doświadczeniach wazony o pojemności 2,3 kg wypełniono glebą pochodzącą z pola uprawnego zlokalizowanego w Jelczu-Laskowicach koło Wrocławia. Charakterystykę właściwości fizykochemicznych gleby doświadczalnej przedstawia tabela 1. Gleba doświadczalna została sztucznie zanieczyszczona miedzią w formie $CuSO_4$ i poddana trzytygodniowej inkubacji. Następnie do każdego wazonu dodano krzem w formie $Na_2SiO_3 \times 5H_2O$.

Tabela 1. Właściwości gleby użytej w eksperymencie
Table 1. Properties of soil used in the experiment

pH KCl	Piasek Sand	Muł Silt	Glina Clay	C_{org}	P[1]	K[1]	Mg[2]	Cu[3]
	[%]				[mg/kg]			
6,5	70	26	4	0,7	150	284	116	5,6

piasek – sand: 2,0–0,05 mm, muł – silt: 0,05–0,002 mm, glina – clay: < 0,002 mm, C_{org} – organic carbon
[1]Enger-Riehm, [2]Schachtschabel, [3]zawartość całkowita – aqua regia

Testowano 4 obiekty doświadczalne, każdy w 5 powtórzeniach:

1) 0: kontrola bez Cu i Si,
2) Cu: 200 mg/kg Cu,
3) CuSi1: 200 mg/kg Cu + 200 mg/kg Si,
4) CuSi2: 200 mg/kg Cu + 400 mg/kg Si.

Cały czas utrzymywano wilgotność gleby na poziomie 60% polowej pojemności wodnej (PPW). Pszenicę wysiewano po tygodniu od wprowadzenia Si do gleby. Po dwóch tygodniach od siewu zredukowano liczbę roślin w wazonie do 25 sztuk.

Rośliny zbierano po około 50–60 dniach po siewie w fazie początku krzewienia (BBCH 20–21). Części nadziemne pszenicy ścinano 2 mm nad ziemią i płukano wodą destylowaną. Korzenie usuwano z wazonów, oczyszczano z gleby, wstępnie płukano wodą wodociągową, a następnie płukano przez 2 godziny w wodzie destylowanej przy wykorzystaniu mieszadła rotacyjnego. Części nadziemne i korzenie suszono przez 24 h w temperaturze 40°C, ważono i drobno mielono. Próbki glebowe pobierane były z każdego wazonu w tym samym czasie co korzenie. Suszono je w temperaturze pokojowej, mielono w moździerzu i przesiewano przez sito o średnicy 2 mm.

Analizy chemiczne materiału roślinnego i glebowego wykonano w Głównym Laboratorium Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach, akredytowanym przez Polskie Centrum Akredytacji (certyfikat numer AB 339 na podstawie normy PN-EN ISO/IEC 17025).

Skład granulometryczny oznaczono metodą aerometryczną (PN-R-04033:1998), pH – metodą potencjometryczną w roztworze KCl (ISO10390:2005), a zawartość węgla organicznego (C_{org}) metodą Tiurina z użyciem dwuchromianu potasu (PN-ISO14235:2003). Ponadto w glebie oznaczono zawartość przyswajalnego fosforu i potasu metodą Engera-Riehma (odpowiednio PN-R-04023:1996 i PN-R-04022:1996) oraz magnezu metodą Schachtschabela (PN-R-04020:1994).

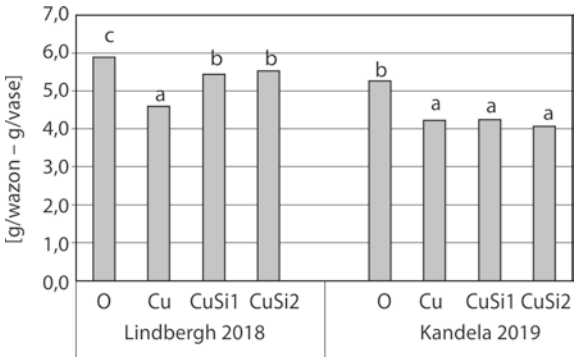
Całkowitą zawartość miedzi w glebie oznaczono metodą FAAS po roztworzeniu w wodzie królewskiej (PN-ISO 11047:2001), a przyswajalną zawartość miedzi metodą Mehlich 3 (Mehlich 1984; Korzeniowska i Stanisławska-Glubiak 2015a; Korzeniowska i wsp. 2019). Zawartość SiO_2 w pędach i korzeniach została oznaczona metodą grawimetryczną (Yoshida i wsp. 1976).

Ze względu na fakt, że wyniki z obu doświadczeń w danym roku były zbliżone, wartości te uśredniono. W związku z tym biomasę roślinną oraz zawartości Cu i Si podano jako średnią z 2 doświadczeń. Analizę wariancji (ANOVA) przeprowadzono przy użyciu programu AWAR (Filipiak i Wilkos 1995). Różnice pomiędzy średnimi oceniano przy użyciu testu Tukeya ($p < 0,05$).

Wyniki i dyskusja / Results and discussion

Biomasa pszenicy

Na obiekcie kontrolnym biomasa pędów odmiany Lindbergh wynosiła 6,0 g/wazon, a odmiany Kandela 5,3 g/wazon. Dawka 200 mg/kg Cu miała toksyczny wpływ na obie badane odmiany pszenicy i powodowała spadek biomasy pędów o 22% dla Lindbergh i 20% dla Kandeli względem obiektu kontrolnego (rys. 1). Krzem wprowadzony zarówno w dawce 200 oraz 400 mg/kg ograniczał negatywny wpływ Cu na pszenicę odmiany Lindbergh. Spadek biomasy roślin spowodowany nadmiarem miedzi w glebie wynosił 7–8% w stosunku do obiektu kontrolnego. Dla odmiany Kandela aplikacja Si nie miała wpływu na biomasę pędów.



Wartości oznaczone tymi samymi literami wskazują na brak istotnej różnicy według testu Tukeya ($p < 0,05$)
Values marked with the same letters indicate no significant difference according to Tukey's test ($p < 0.05$)

Rys. 1. Biomasa pędów pszenicy
Fig. 1. Biomass of wheat shoots

Podobne zależności odnotowali również inni autorzy. El-Beltagi i wsp. (2020) wykazali, że wprowadzenie Si do gleby skażonej 100 i 200 mg/kg Cu powodowało wzrost biomasy pędów i korzeni lnu odpowiednio o 33–52% i 10–21% w stosunku do obiektów z Cu bez Si. Łagodzący wpływ Si na toksyczność Cu opisują również prace, gdzie badania były prowadzone w kulturach wodnych, a Si był dodawany do pożywki. W badaniach Ali i wsp. (2016) nadmiar Cu w pożywce powodował spadek biomasy 8-tygodniowych roślin bawełny. Dodatek Si w postaci Na_2SiO_3 zwiększał biomasę liści o 44–65% w stosunku do obiektu z Cu bez Si. Korzystne działanie Si w doświadczeniu z prosem olbrzymim (*Panicum maximum*) wykazali Vieira Filho i Monteiro (2020). Przy trzech dawkach Cu – 250, 500 i 750 mg/kg oraz dwóch dawkach Si – 1 i 3 mM wykazali tendencję spadkową biomasy pędów i korzeni wraz ze wzrostem dawek Cu, a dodatek Si w postaci K_2SiO_3 ograniczał ten spadek. Również Oliva i wsp. (2011) zaobserwowali zmniejszenie spadku biomasy wrzośca (*Erica andevalensis*) po aplikacji Si (Na_2SiO_3) do pożywki zawierającej 500 mg/kg Cu.

Odmienną reakcję pod wpływem miedzi i zastosowanego krzemu odnotował w hydroponicznej uprawie bambusa Collin i wsp. (2014). Autorzy wykazali brak istotnego spadku biomasy roślin po wzbogaceniu pożywki w krzem.

Zawartość Si w pędach i korzeniach

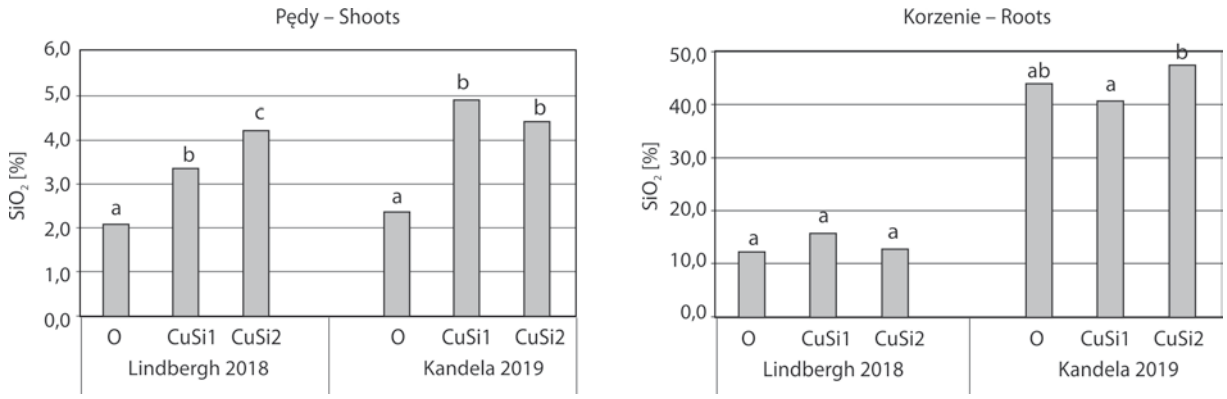
Zawartość Si w pędach obu odmian na kontroli była zbliżona i wahała się w zakresie 2,1–2,4% SiO_2 (rys. 2). Doglebowa aplikacja Si zwiększyła istotnie zawartość SiO_2 w pędach odmiany Lindbergh o 1,7–2,0 razy, a u odmiany Kandela o 1,9–2,0 razy w porównaniu do kontroli bez Si. Natomiast zawartość Si w korzeniach obu odmian znacznie się różniła i wynosiła na obiekcie kontrolnym 12,3% SiO_2 dla Lindbergh oraz 43,5% SiO_2 dla Kandeli. Odmiennie niż w przypadku pędów, aplikacja Si nie wpływała istotnie na zawartość SiO_2 w korzeniach obu odmian pszenicy. Co prawda w przypadku odmiany Kandela wystąpiła tendencja spadkowa przy niższej dawce i wzrostowa przy wyższej dawce Si w stosunku do kontroli, ale różnice te były nieistotne.

Zawartość Si była kilkukrotnie większa w korzeniach niż w pędach obu badanych odmian pszenicy. Podobne wyniki dla dwóch genotypów lnu uprawianych w wazonach z glebą przedstawili El-Beltagi i wsp. (2020). W ich badaniach, po aplikacji 1,5 mM K_2SiO_3, krzemu było więcej w korzeniach niż pędach. Odmienne wyniki dla 10-dniowych siewek kukurydzy uprawianej hydroponicznie przedstawili Bokor i wsp. (2014). W badaniach tych autorów, dla dawek Si wynoszących 1,0 i 2,5 mM, krzemu było więcej w pędach niż w korzeniach.

Zawartość Cu w pędach i korzeniach

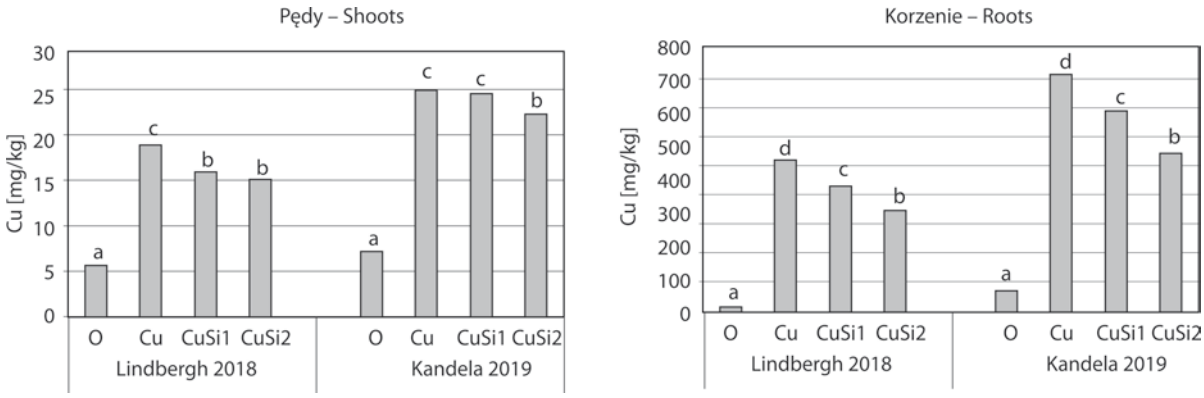
Zastosowana dawka Cu spowodowała znaczny wzrost zawartości tego pierwiastka w pędach i korzeniach obu odmian pszenicy. W przypadku odmiany Lindbergh zawartość Cu w pędach wzrosła z 5,6 do 19,1 mg/kg, a w korzeniach z 15 do 462 mg/kg (rys. 3). W przypadku odmiany Kandela odnotowany został wzrost z 7,3 do 25,1 mg/kg w pędach oraz z 62 do 727 mg/kg Cu w korzeniach. Większe gromadzenie Cu w pędach niż w korzeniach, szczególnie w sytuacji jej nadmiaru, jest znanym zjawiskiem opisywanym powszechnie w literaturze (Ali i wsp. 2002; Korzeniowska i Stanisławska-Glubiak 2003; Michaud i wsp. 2007).

Doglebowe zastosowanie Si spowodowało zmniejszenie nadmiernego pobrania Cu przez pędy pszenicy, przy czym efekt ten był większy dla odmiany Lindbergh niż dla odmiany Kandela (rys. 3). W przypadku odmiany Lindbergh dawka Si1 (200 mg/kg) ograniczyła zawartość Cu w pędach z 19,1 do 16,1 mg/kg (o 16%), a dawka Si2 (400 mg/kg) do 15,2 mg/kg (o 20%). W przypadku odmiany Kandela niższa dawka Si nie spowodowała ograniczenia zawartości Cu,



Wartości oznaczone tymi samymi literami wskazują na brak istotnej różnicy według testu Tukeya ($p < 0,05$)
Values marked with the same letters indicate no significant difference according to Tukey's test ($p < 0.05$)

Rys. 2. Zawartość SiO_2 w pędach i korzeniach pszenicy
Fig. 2. SiO_2 concentration in shoots and roots of wheat



Wartości oznaczone tymi samymi literami wskazują na brak istotnej różnicy według testu Tukeya ($p < 0,05$)
Values marked with the same letters indicate no significant difference according to Tukey's test ($p < 0.05$)

Rys. 3. Zawartość Cu w pędach i korzeniach pszenicy
Fig. 3. Zn concentration in shoots and roots of wheat

natomiast dawka Si2 zmniejszyła zawartość Cu w pędach z 25,1 do 22,5 mg/kg, czyli tylko o 10%.

Aplikacja Si spowodowała również obniżkę zawartości Cu w korzeniach pszenicy (rys. 3). Dla obu odmian spadek zawartości był prawie identyczny i wynosił 16–17% przy dawce Si1 oraz 34% przy dawce Si2 w odniesieniu do obiektu z Cu.

Wpływ Si na ograniczenie pobierania Cu w warunkach jej nadmiaru w podłożu zaobserwowali również inni autorzy. El-Beltagi i wsp. (2020) wykazali, że aplikacja Si do gleby zawierającej 100 i 200 mg/kg Cu zmniejszała zawartość Cu w pędach i korzeniach roślin lnu w odniesieniu do obiektu z Cu. Również Ali i wsp. (2016) wykazali w badaniach hydroponicznych, że dodatek Si do pożywki zawierającej nadmiar Cu zmniejszał jej zawartość w liściach, łodygach i korzeniach bawełny odpowiednio o: 38–46%, 21–25% i 6–9% w odniesieniu do obiektu z Cu. Podobnie Oliva i wsp. (2011) w doświadczeniu z wrzoścem zaobserwowali, że po dodaniu 1,1 mM Si do pożywki zawierającej 500 mg/kg Cu następowało zmniejszenie zawartości Cu w liściach i łodygach wrzośca odpowiednio o 62% i 80% w porównaniu do obiektu bez Si.

Nadmierna zawartość Cu w pędach jest dla roślin toksyczna i prowadzi w pierwszej kolejności do zmniejszenia ich biomasy. Davis i wsp. (1978), na podstawie eksperymentu wazonowego, za granicę toksyczności Cu w pędach młodych roślin pszenicy (faza 5 liści) przyjęli wartość 18 mg/kg. Podobnie, według badań Fageri (2001), granicą toksyczności Cu w 4-tygodniowych pędach pszenicy była wartość 17 mg/kg. W przeprowadzonych doświadczeniach zastosowanie Si wywołało u odmiany Lindbergh spadek zawartości Cu do poziomu 15–16 mg/kg, natomiast u odmiany Kandela jedynie do 22,5 mg/kg. Odnosząc się do powyższych badań Davisa i wsp. (1978) oraz Fageri (2001) należy przyjąć, że zawartość Cu u odmiany Kandela była powyżej granicy toksyczności Cu dla młodych roślin pszenicy. Można wnioskować, że aplikacja Si nie zadziałała korzystnie na biomasę odmiany Kandela z powodu zbyt małego spadku zawartości Cu w pędach tej odmiany.

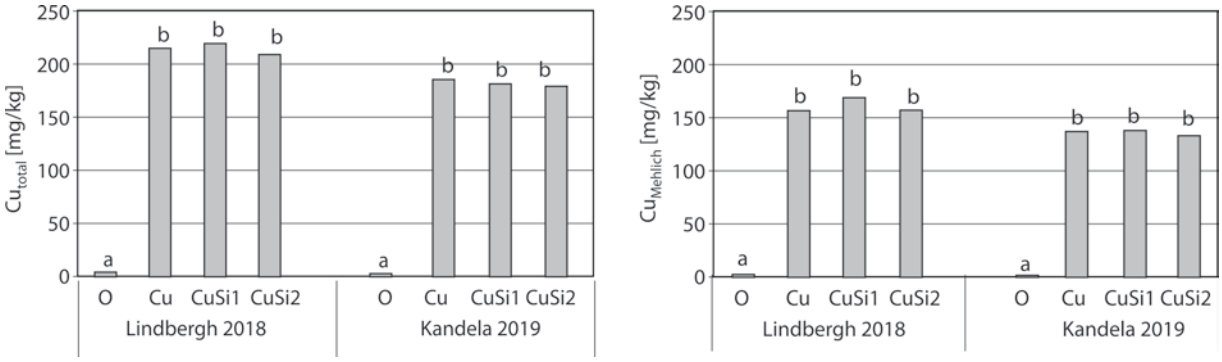
Nie można wykluczyć, że badane odmiany pszenicy zareagowałyby odmiennie na nawożenie Si również w sytuacji braku zanieczyszczenia gleby miedzią. Badania ostatnich lat donoszą o istotnie zróżnicowanej reakcji odmian pszenicy jarej na nawożenie tym pierwiastkiem (Kowalska i wsp. 2020). Pewne znaczenie mógł mieć także fakt, że odmiana Lindbergh to odmiana pszenicy ozimej, a odmiana Kandela to odmiana pszenicy jarej. Problem reakcji na Si form jarych i ozimych wymaga rozpoznania w przyszłych badaniach.

Zawartość Cu w glebie

Zawartość całkowita Cu w glebie na kontroli dla odmiany Lindbergh wynosiła 6 mg/kg, a dla odmiany Kandela 5 mg/kg Cu (rys. 4). Dodanie do gleby 200 mg/kg Cu zwiększyło całkowitą zawartość Cu do poziomu 212–223 mg/kg dla odmiany Lindbergh oraz 183–189 mg/kg dla odmiany Kandela. Aplikacja Si nie wpłynęła istotnie na całkowitą zawartość Cu w glebie.

Zawartość przyswajalnej Cu w glebie, oznaczonej w roztworze Mehlich 3, była o około 25% mniejsza niż całkowitej i po dodaniu Cu kształtowała się na poziomie 157–168 mg/kg dla odmiany Lindbergh oraz 137–139 mg/kg dla odmiany Kandela.

Niektórzy autorzy donoszą, że aplikacja Si w formie krzemianów do pożywki lub gleby skażonej metalami może prowadzić do immobilizacji metali i przez to zmniejszać dostępność metali dla roślin. Bokor i wsp. (2014) informują o wytrącaniu się nierozpuszczalnego Zn_2SiO_4 przy aplikacji Si i Zn do pożywki w doświadczeniu prowadzonym w kulturach wodnych. Również Liang i wsp. (2005) stwierdzili immobilizację Cd w glebie na skutek doglebowej aplikacji 400 mg/kg Si w formie Na_2SiO_3 w doświadczeniu wazo-



Wartości oznaczone tymi samymi literami wskazują na brak istotnej różnicy według testu Tukeya (p < 0,05)
Values marked with the same letters indicate no significant difference according to Tukey's test (p < 0.05)

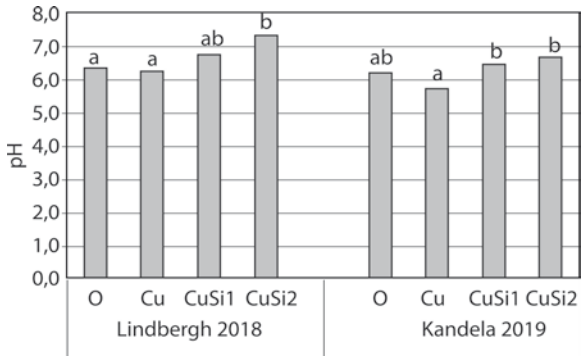
Rys. 4. Całkowita (aqua regia) i przyswajalma (Mehlich 3) zawartość Cu w glebie
Fig. 4. Total (aqua regia) and available (Mehlich 3) Cu concentration in soil

nowym. Dawka ta powodowała spadek przyswajalnego Cd w glebie, oznaczanego w $CaCl_2$, w porównaniu do obiektu bez Si. W wykonanych doświadczeniach doglebowe dawki 200 i 400 mg/kg Si nie wpływały na zawartość przyswajalnej Cu w glebie, oznaczanej metodą Mehlich 3 (rys. 4). Być może efekt taki ujawnił by się przy zastosowaniu słabszego ekstrahenta niż Mehlich 3.

Odczyn gleby

Doglebowa aplikacja Cu w formie $CuSO_4$ spowodowała obniżenie pH gleby o 0,3 jednostki dla odmiany Lindbergh oraz 0,5 jednostki dla odmiany Kandela w stosunku do obiektu kontrolnego (rys. 5). Można przypuszczać, że ten spadek pH gleby spowodował zwiększenie dostępności Cu dla roślin, a tym samym większe jej pobranie.

Na skutek dodatku Si w formie krzemianu sodu nastąpił wzrost pH gleby dla odmiany Lindbergh o 3–12%, a dla odmiany Kandela o 3–8%. O wpływie Na_2SiO_3 na wzrost pH gleby piszą również inni autorzy (Liang i wsp. 2005; Ding i wsp. 2013). Należy więc przyjąć, że korzystny efekt zmniejszenia toksyczności Cu na obiektach z doglebową aplikacją Si był spowodowany nie tylko działaniem krzemu, ale również wzrostem pH. Zwraca uwagę fakt, że wzrost odczynu gleby był podobny dla obu odmian, a tylko odmiana Lindbergh zareagowała ograniczeniem spadku plonów na aplikację Si. Dowodem na to, że ograniczenie toksyczności Cu było nie tylko efektem wzrostu pH, ale również efektem działania Si jest porównanie pH gleby i biomasy obu odmian na obiektach CuSi1 i CuSi2 (rys. 1, 5). Dla odmiany Lindbergh na obiekcie CuSi1 oraz dla odmiany Kandela na obiekcie CuSi2, pH było identyczne i wynosiło 6,7, a tylko odmiana Lindbergh zareagowała na aplikację Si ograniczeniem spadku biomasy pędów. Dowodzi to, że wzrost pH nie był jedynym powodem ograniczenia toksyczności Cu dla odmiany Lindbergh.



Wartości oznaczone tymi samymi literami wskazują na brak istotnej różnicy według testu Tukeya (p < 0,05)
Values marked with the same letters indicate no significant difference according to Tukey's test (p < 0.05)

Rys. 5. Odczyn gleby
Fig. 5. Soil pH

Zaobserwowane w wykonanych doświadczeniach zmiany pH w glebie na skutek aplikacji $CuSO_4$ i Na_2SiO_3 oraz ich wpływ na zmniejszenie toksyczności Cu dla roślin trudno porównać z wynikami innych autorów. Ich badania były prowadzone głównie w kulturach wodnych, gdzie Cu i Si były dodawane do pożywki (Oliva i wsp. 2011; Collin i wsp. 2014; Keller i wsp. 2015; Ali i wsp. 2016). W literaturze można jednak spotkać badania opisujące zmniejszenie toksyczności innych metali dla roślin przez doglebową aplikację Si. Liang i wsp. (2005) opisują łagodzący wpływ Si na toksyczność Cd dla młodych roślin kukurydzy. Wykazali oni, podobnie jak w przeprowadzonych badaniach, wzrost pH na skutek aplikacji Si w formie Na_2SiO_3 do gleby zanieczyszczonej Cd. Według tych autorów łagodzący wpływ Si na toksyczność Cd można przypisać nie tylko immobilizacji Cd w glebie i jego niskiej fitoprzyswajalności wynikającej ze wzrostu pH gleby

z dodatkiem Si, ale także detoksykacji Cd w roślinach za pośrednictwem Si.

Wnioski / Conclusions

1. Odnotowano toksyczny wpływ zastosowanej doglebowo Cu na obie badane odmiany pszenicy. Dawka 200 mg/kg Cu spowodowała spadek biomasy pędów odmiany Lindbergh o 22% i odmiany Kandela o 20% w stosunku do obiektu kontrolnego.
2. Spadek biomasy był najprawdopodobniej związany z nadmiernym wzrostem Cu w pędach i korzeniach pszenicy. Aplikacja Cu spowodowała prawie 3-krotny wzrost jej zawartości w pędach oraz 30-krotny w korzeniach u odmiany Lindbergh. Dla odmiany Kandela zawartość Cu w pędach wzrosła również prawie 3-krotnie, a w korzeniach 12-krotnie w porównaniu z obiektem kontrolnym.
3. Doglebowe dawki Na_2SiO_3 zadziałały korzystnie i podniosły znacząco zawartość krzemu w pędach obu odmian pszenicy. Zawartość SiO_2 w pędach odmiany Lindbergh wzrosła 1,7–2,0 razy, a u odmiany Kandela 1,9–2,0 razy w odniesieniu do kontroli bez Si.
4. Doglebowa aplikacja Si zmniejszyła negatywny wpływ Cu jedynie dla odmiany Lindbergh. Wykazano zmniejszenie spadku biomasy pędów u odmiany Lindbergh z 22 do 7–8% i brak jakiegokolwiek zmniejszenia spadku biomasy pędów u odmiany Kandela.
5. Zawartość Cu w pędach i korzeniach pszenicy spadła pod wpływem doglebowej aplikacji Si w stosunku do obiektu z samą Cu. Spadek zawartości Cu w pędach dla odmiany Lindbergh wynosił 16–20%, natomiast dla odmiany Kandela był mniejszy i wynosił tylko 10%. Zmniejszenie zawartości Cu w korzeniach obu badanych odmian na skutek aplikacji Si było niemal identyczne i wynosiło 16(17)–34%.
6. W doświadczeniach z obu odmianami zastosowana dawka Cu w formie $CuSO_4$ powodowała 5–8% spadek pH gleby, a aplikacja Si w formie Na_2SiO_3 powodowała 3–12% wzrost pH w stosunku do obiektu kontrolnego. Zmniejszenie zawartości Cu w pędach i korzeniach pszenicy na skutek aplikacji Na_2SiO_3 było najprawdopodobniej spowodowane wspólnym działaniem wzrostu pH i aplikacji Si.

Literatura / References

Adrees M., Ali S., Rizwan M., Ibrahim M., Abbas F., Farid M., Zia-ur-Rehman M., Irshad M.K., Bharwana S.A. 2015. The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. Environmental Science and Pollution Research 22 (11): 8148–8162. DOI: 10.1007/s11356-015-4496-5

Ali N.A., Bernal M.P., Ater M. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. Plant and Soil 239 (1): 103–111. DOI: 10.1023/A:1014995321560

Ali S., Rizwan M., Ullah N., Bharwana S.A., Waseem M., Farooq M.A., Abbasi G.H., Farid M. 2016. Physiological and biochemical mechanisms of silicon-induced copper stress tolerance in cotton (*Gossypium hirsutum* L.). Acta Physiologiae Plantarum 38 (11): 262. DOI: 10.1007/s11738-016-2279-3

Anwaar S.A., Ali S., Ali S., Ishaque W., Farid M., Farooq M.A., Sharif M. 2015. Silicon (Si) alleviates cotton (*Gossypium hirsutum* L.) from zinc (Zn) toxicity stress by limiting Zn uptake and oxidative damage. Environmental Science and Pollution Research 22 (5): 3441–3450. DOI: 10.1007/s11356-014-3938-9

Bokor B., Vaculík M., Slováková Ľ., Masarovič D., Lux A. 2014. Silicon does not always mitigate zinc toxicity in maize. Acta Physiologiae Plantarum 36 (3): 733–743. DOI: 10.1007/s11738-013-1451-2

Bosnić D., Bosnić P., Nikolić D., Nikolić M., Samardžić J. 2019. Silicon and iron differently alleviate copper toxicity in cucumber leaves. Plants 8 (12): 554. DOI: 10.3390/plants8120554

Collin B., Doelsch E., Keller C., Cazevieille P., Tella M., Chaurand P., Pamfili F., Hazemann J.L., Meunier J.D. 2014. Evidence of sulfur-bound reduced copper in bamboo exposed to high silicon and copper concentrations. Environmental Pollution 187: 22–30. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.12.024

Davis R.D., Beckett P.H.T., Wollan E. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. Plant and Soil 49 (2): 395–408. DOI: 10.1007/BF02149747

Ding X., Zhang S., Li S., Liao X., Wang R. 2013. Silicon mediated the detoxification of Cr on pakchoi (*Brassica chinensis* L.) in Cr-contaminated Soil. Procedia Environmental Sciences 18: 58–67. DOI: 10.1016/j.proenv.2013.04.009

Dresler S., Wójcik M., Bednarek W., Hanaka A., Tukiendorf A. 2015. The effect of silicon on maize growth under cadmium stress. Russian Journal of Plant Physiology 62 (1): 86–92. DOI: 10.1134/S1021443715010057

El-Beltagi H.S., Sofy M.R., Aldaej M.I., Mohamed H.I. 2020. Silicon alleviates copper toxicity in flax plants by up-regulating antioxidant defense and secondary metabolites and decreasing oxidative damage. Sustainability 12 (11): 4732. DOI: 10.3390/su12114732

Epstein E. 1994. The anomaly of silicon in plant biology. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 91 (1): 11–17. DOI: 10.1073/pnas.91.1.11

Epstein E. 1999. Silicon. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 50 (1): 641–664. DOI: 10.1146/annurev.arplant.50.1.641

Fageria N.K. 2001. Adequate and toxic levels of copper and manganese in upland rice, common bean, corn, soybean, and wheat grown on an oxisol. Communications in Soil Science and Plant Analysis 32 (9–10): 1659–1676. DOI: 10.1081/CSS-100104220

Farooq M.A., Ali S., Hameed A., Ishaque W., Mahmood K., Iqbal Z. 2013. Alleviation of cadmium toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes; suppressed cadmium uptake and oxidative stress in cotton. Ecotoxicology and Environmental Safety 96: 242–249. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.07.006

Filipiak K., Wilkos S. 1995. Obliczenia statystyczne. Opis systemu AWAR. Wydawnictwo Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy, 52 ss.

Gruca-Królikowska S., Wacławek W. 2006. Metale w środowisku Cz. II. Wpływ metali ciężkich na rośliny. [Metals in the environment Part II. Effect of heavy metals on plants]. Chemia Dydaktyka Ekologia Metrologia / Chemistry Didactics Ecology Metrology 11 (1–2): 41–54.

Gu H.H., Zhan S.S., Wang S.Z., Tang Y.T., Chaney R.L., Fang X.H., Qiu R.L. 2012. Silicon mediated amelioration of zinc toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. Plant Soil 350 (1–2): 193–204. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.03.014

Guntzer F., Keller C., Meunier J.D. 2012. Benefits of plant silicon for crops: a review. Agronomy for Sustainable Development 32 (1): 201–213. DOI: 10.1007/s13593-011-0039-8

Hussain I., Ashraf M.A., Rasheed R., Asghar A., Sajid M.A., Iqbal M. 2015. Exogenous application of silicon at the boot stage decreases accumulation of cadmium in wheat (*Triticum aestivum* L.) grains. Brazilian Journal of Botany 38 (2): 223–234. DOI: 10.1007/s40415-014-0126-6

Imtiaz M., Rizwan M.S., Mushtaq M.A., Ashraf M., Shahzad S.M., Yousaf B., Saeed D.A., Rizwan M., Nawaz M.A., Mehmood S., Tu S. 2016. Silicon occurrence, uptake, transport and mechanisms of heavy metals, minerals and salinity enhanced tolerance in plants with future prospects: a review. Journal of Environmental Management 183: 521–529. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.09.009

International Standardization Organization. ISO 10390:2005. 2005. Soil Quality: Determination of pH. International Standardization Organization, Geneva, Switzerland.

Karczewska A. 2012. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Wyd. II poprawione, rozszerzone. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, 390 ss. ISBN 978-83-7717-113-4.

Kaya C., Tuna A.L., Sonmez O., Ince F., Higgs D. 2009. Mitigation effects of silicon on maize plants grown at high zinc. Journal of Plant Nutrition 32 (10): 1788–1798. DOI: 10.1080/01904160903152624

Keller C., Rizwan M., Davidian J.C., Pokrovsky O.S., Bovet N., Chaurand P., Meunier J.D. 2015. Effect of silicon on wheat seedlings (*Triticum turgidum* L.) grown in hydroponics and exposed to 0 to 30 µM Cu. Planta 241 (4): 847–860. DOI: 10.1007/s00425-014-2220-1

Kłosowska K. 2010. Reakcje roślin na stres solny. [Plant responses to salinity]. Kosmos Problemy Nauk Biologicznych 59 (3–4): 539–550.

Koncewicz-Baran M., Gondek K. 2010. Zawartość pierwiastków śladowych w glebach użytkowanych rolniczo. [Content of trace elements in agricultural soils]. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich 14: 65–74.

Korzeniowska J., Stanisławska-Glubiak E. 2003. Fitotoksyczne zawartości niektórych metali ciężkich w glebie. [Phytotoxic concentration of some heavy metals in soil]. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 493 (1): 167–173.

Korzeniowska J., Stanisławska-Glubiak E. 2015a. Comparison of 1 M HCl and Mehlich 3 for assessment of the micronutrient status of polish soils in the context of winter wheat nutritional demands. Communications in Soil Science and Plant Analysis 46 (10): 1263–1277. DOI: 10.1080/00103624.2015.1033537

Korzeniowska J., Stanislawska-Glubiak E. 2015b. Phytoremediation potential of *Miscanthus × giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. Environmental Science and Pollution Research 22 (15): 11648–11657. DOI: 10.1007/s11356-015-4439-1

Korzeniowska J., Stanislawska-Glubiak E., Lipinski W. 2019. Development of the limit values of micronutrient deficiency in soil determined using Mehlich 3 extractant for Polish soil conditions. Part I. Wheat. Soil Science Annual 70 (4): 314–323. DOI: 10.2478/ssa-2019-0029

Kowalska J., Tyburski J., Bocianowski J., Krzymińska J., Matysiak K. 2020. Methods of silicon application on organic spring wheat (*Triticum aestivum* L. spp. *vulgare*) cultivars grown across two contrasting precipitation years. Agronomy 10 (11): 1655. DOI: 10.3390/agronomy10111655

Kowalska J., Tyburski J., Jakubowska M., Krzymińska J. 2021. Effect of different forms of silicon on growth of spring wheat cultivated in organic farming system. Silicon 13: 211–217. DOI: 10.1007/s12633-020-00414-4

Li L., Yan X., Li J., Tian Y., Ren P. 2021. Advances in cotton tolerance to heavy metal stress and applications to remediate heavy metal-contaminated farmland soil. Phyton-International Journal of Experimental Botany 90 (1): 35–50. DOI: 10.32604/phyton.2021.012276

Liang Y., Wong J.W.C., Wei L. 2005. Silicon-mediated enhancement of cadmium tolerance in maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium contaminated soil. Chemosphere 58 (4): 475–483. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.09.034

Liu C., Li F., Luo C., Liu X., Wang S., Liu T., Li X. 2009. Foliar application of two silica sols reduced cadmium accumulation in rice grains. Journal of Hazardous Materials 161 (2–3): 1466–1472. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.116

Mehlich A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Communications in Soil Science and Plant Analysis 15 (12): 1409–1416. DOI: 10.1080/00103628409367568

Mehrabanjoubani P., Abdolzadeh A., Sadeghipour H.R., Aghdasi M. 2015. Impacts of silicon nutrition on growth and nutrient status of rice plants grown under varying zinc regimes. Theoretical and Experimental Plant Physiology 27 (1): 19–29. DOI: 10.1007/s40626-014-0028-9

Michaud A.M., Bravin M.N., Galleguillos M., Hinsinger P. 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. Plant and Soil 298 (1–2): 99–111. DOI: 10.1007/s11104-007-9343-0

Neumann D., Nieden U.Z. 2001. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants. Phytochem 56 (7): 685–692. DOI: 10.1016/S0031-9422(00)00472-6

Oliva S.R., Mingorance M.D., Leidi E.O. 2011. Effects of silicon on copper toxicity in *Erica andevalensis* Cabezudo and Rivera: a potential species to remediate contaminated soils. Journal of Environmental Monitoring 13 (3): 591–596. DOI: 10.1039/c0em00549e

Polish Committee for Standardization. PN-R-04020:1994. 1994. Agrochemical Soil Analyse: Determination of Available Magnesium Content in Mineral Soils. Polish Committee for Standardization, Warsaw, Poland.
Polish Committee for Standardization. PN-R-04022:1996. 1996. Agrochemical Soil Analyse: Determination of Available Potassium Content in Mineral Soils. Polish Committee for Standardization, Warsaw, Poland.
Polish Committee for Standardization. PN-R-04033:1998. 1998. Soil and Mineral Soil Materials: Particle Size Distribution on Soil Classes. Polish Committee for Standardization, Warsaw, Poland.
Polish Committee for Standardization. PN-ISO-14235:2003. 2003. Soil Quality: Determination of Organic Carbon in Soil by Sulfochromic Oxidation. Polish Committee for Standardization, Warsaw, Poland.
Sienkiewicz-Cholewa U., Zajączkowska A. 2020. Rola i plonotwórcze efekty stosowania krzemu na przykładzie światowych badań. [The role and yield-forming effect of silicon application based on the example of global research]. Progress in Plant Protection 60 (4): 313–319. DOI: 10.14199/ppp-2020-034
Siwek M. 2008. Rośliny w skażonym metalami ciężkimi środowisku poprzemysłowym. Część II. Mechanizmy detoksyfikacji i strategie przystosowania roślin do wysokich stężeń metali ciężkich. [Plants in postindustrial site, contaminated with heavy metals. Part II. Mechanisms of detoxifi cation and strategies of plant adaptation to heavy metals]. Wiadomości Botaniczne 52 (3/4): 7–23.
Song A., Li P., Li Z., Fan F., Nikolic M., Liang Y. 2011. The alleviation of zinc toxicity by silicon is related to zinc transport and antioxidative reactions in rice. Plant and Soil 344 (1–2): 319–333. DOI: 10.1007/s11104-011-0749-3
Tóth G., Hermann T., Da Silva M.R., Montanarella L. 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implication for food safety. Environment International 88: 299–309. DOI: 10.1016/j.envint.2015.12.017
Vaculík M., Landberg T., Greger M., Luxová M., Stoláriková M., Lux A. 2012. Silicon modifies root anatomy, and uptake and subcellular distribution of cadmium in young maize plants. Annals of Botany 110 (2): 433–443. DOI: 10.1093/aob/mcs039
Vieira Filho L.O., Monteiro F.A. 2020. Silicon modulates copper absorption and increases yield of Tanzania guinea grass under copper toxicity. Environmental Science and Pollution Research 27 (25): 31221–31232. DOI: 10.1007/s11356-020-09337-4
Wu J.W., Shi Y., Zhu Y.X., Wang Y.C., Gong H.J. 2013. Mechanisms of enhanced heavy metal tolerance in plants by silicon: A review. Pedosphere 23 (6): 815–825. DOI: 10.1016/S1002-0160(13)60073-9
Yoshida S., Forno D.A., Cock J.H., Gomez K.A. 1976. Laboratory Manual for Physiological Studies of Rice. 3rd ed. The International Rice Research Institute, Los Baños, Laguna, Philippines, 83 ss.
Zajączkowska A., Korzeniowska J. 2020. Wpływ nawożenia krzemem na zmniejszenie szkodliwego wpływu metali ciężkich dla roślin. Studia i Raporty IUNG-PIB 63 (17): 179–197.
Zajączkowska A., Korzeniowska J., Sienkiewicz-Cholewa U. 2020. Effect of soil and foliar silicon application on the reduction of zinc toxicity in wheat. Agriculture 10 (11): 522. DOI: 10.3390/agriculture10110522
Zhao Y., Liu M., Guo L., Yang D., He N., Ying B., Wang Y. 2020. Influence of silicon on cadmium availability and cadmium uptake by rice in acid and alkaline paddy soils. Journal of Soils and Sediments 20: 2343–2353. DOI: 10.1007/s11368-020-02597-0