



<sup>1</sup>Instytut Agroekologii i Produkcji Roślinnej, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny,  
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Polska

<sup>2</sup>Instytut Nauk o Glebie, Żywnienia Roślin i Ochrony Środowiska,  
Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Polska

\*e-mail: [anna.jama@upwr.edu.pl](mailto:anna.jama@upwr.edu.pl)

ANNA JAMA-RODZEŃSKA <sup>1\*</sup>, BERNARD GAŁKA <sup>2</sup>

## Wpływ nawozów fosforowych powstałych na bazie osadów ściekowych na plonowanie, skład chemiczny roślin i gleby

---

Effect of sewage sludge-based phosphate fertilizers on yield, chemical composition  
of plants and soil

**Streszczenie:** Fosfor jest niezbędnym, ale i ograniczonym w występowaniu pierwiastkiem o dużym znaczeniu dla wszystkich żywych organizmów, w tym także dla roślin. Światowe złoża fosforytów wykorzystywanych do produkcji nawozów fosforowych ulegają szybkiemu wyczerpaniu, stąd pierwiastek ten został umieszczony na tzw. liście surowców krytycznych. Rolnictwo i ogrodnictwo w dużym stopniu uzależnione jest od wykorzystania nawozów fosforowych w celu utrzymania produkcji żywności oraz pasz o wysokiej jakości. Przewiduje się, że zapotrzebowanie na fosfor jako nawóz wzrośnie wraz ze wzrostem liczby ludności na świecie z obecnych 7,2 mld do 9,6 mld w 2050 r. Stąd należy poszukiwać alternatywnych jego źródeł. Potencjalnym źródłem fosforu są różnego rodzaju odpady m.in. osady ściekowe czy popioły powstające w wyniku ich spalania. Bezpośrednie wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie oraz ich składowanie jest obecnie zastępowane przez termiczną utylizację czy odzysk składników pokarmowych. Dzięki wykorzystaniu gospodarki o charakterze cyrkularnym, osady ściekowe jako potencjalnie niebezpieczne odpady, jednocześnie zasobne w fosfor, zostają przekształcone w gotowy produkt i wracają ponownie do środowiska w postaci nawozów. Produktem odzysku fosforu z osadów ściekowych jest m.in. struwit, który może być z powodzeniem wykorzystany w rolnictwie. Priorytetem polityki gospodarczej UE jest produkcja nawozów w sposób zrównoważony, który zostanie spełniony np. poprzez produkcję struwitu. Struwit w swoim składzie zawiera nie tylko fosfor, ale także azot i magnez. Ilość fosforu i magnezu, jaka może zostać wprowadzona wraz ze struwitem do gleby, jest większa niż w przypadku typowych nawozów mineralnych. Zawartość azotu i potasu w nawozach struwitowych jest niższa w porównaniu z tradycyjnymi nawozami. Dlatego zaleca się stosowanie struwitu w połączeniu z nawozami konwencjonalnymi, dla optymalnego zbilansowania poszczególnych makroskładników. Struwit uważany jest za skuteczny nawóz wolno uwalniający składniki pokarmowe, który z powodzeniem może być aplikowany w uprawie roślin rolniczych, warzywniczych czy ozdobnych.

Niski indeks zasolenia, ograniczone wymywanie składników odżywczych i wysoka jakość nawozu wynikająca z niskiej zawartości metali ciężkich czynią struwit nawozem przyjaznym dla środowiska. Struwit jako nawóz doglebowy nie powoduje zwiększenia zawartości metali ciężkich w roślinach oraz podłożu. Aplikacja struwitu pozytywnie wpływa na plony wielu gatunków roślin uprawnych. Wstępne badania nad jego wykorzystaniem w produkcji roślinnej wskazują nawet na wyższą skuteczność w porównaniu z typowymi nawozami fosforowymi rozpuszczalnymi w wodzie. W związku z tym przyszłe badania nad struwitem powinny koncentrować się m.in. na optymalizacji produkcji i wykorzystania nawozów powstałych na bazie osadów ściekowych w nawożeniu różnych gatunków upraw rolniczych, ogrodniczych czy sadowniczych.

**Słowa kluczowe:** struwit, osad ściekowy, fosfor, plon, skład chemiczny

## WSTĘP

Fosfor jest niezbędnym składnikiem odżywczym dla wzrostu i rozwoju wszystkich żywych organizmów i nie może być zastąpiony przez żaden inny pierwiastek [Cornel i Schaum 2009]. Od 2017 r. fosfor został uznany przez Komisję Europejską za surowiec krytyczny, ponieważ jego dostępność w krajach UE jest deficytowa, a światowa produkcja jest ograniczona do zaledwie kilku krajów [EC 2020]. Fosfor wykorzystywany jest głównie do produkcji nawozów (ponad 90%) [Jama-Rodzeńska i in. 2021]. Produkcja nawozów fosforowych opiera się na wydobyciu fosforytów, których zasoby są nierównomiernie zlokalizowane na świecie oraz kurczą się w szybkim tempie. Wydobycie fosforytów tylko częściowo pokrywa się z rozmieszczeniem złóż. Większość światowych zasobów fosforytów znajduje się w Maroku, co stanowi ok. 70% wszystkich zasobów. Maroko jest również największym eksporterem fosforytów. Drugie miejsce pod kątem wydobycia fosforytów zajmują Chiny (6% światowych zasobów fosforytów). Europa posiada stosunkowo niewielkie złoża fosforytów. W USA krajowe rezerwy fosforu uległy zmniejszeniu w ciągu 25 lat, a ~10% zapotrzebowania na fosfor pochodzi głównie z importu [Childers i in. 2011, Roy 2017]. Stany Zjednoczone dominują w globalnym zapotrzebowaniu na fosfor mineralny (24%), następnie Chiny i inne kraje azjatyckie (18%) oraz Afryka (17%). Nowe złoża fosforu znajdują się w Peru, Australii i Namibii. W UE nie ma znaczących złóż fosforanów, a te, które istnieją, nie są eksploatowane z przyczyn ekonomicznych i technicznych [Morse i in. 1998, Childers i in. 2011, Roy 2017].

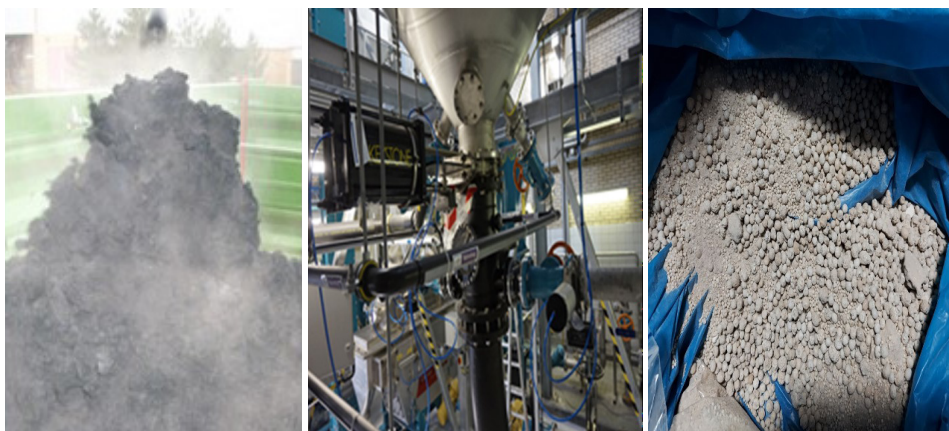
Dodatkowo wydobycie fosforytów, a w dalszym etapie produkcja i stosowanie nawozów powstałych z nich jest znaczącym źródłem zanieczyszczenia metalami ciężkimi [Dissanayake i Chandrajith 2009]. Ponadto, uwalnianie nadmiaru fosforu z odpadów do rzek i jezior powoduje zjawisko eutrofizacji [Zeng i in. 2015]. Dlatego wykorzystanie alternatywnych źródeł fosforu (np. poprzez odzysk) jest niezbędne, by nie doprowadzić do zanieczyszczenia środowiska, jak również przeciwdziałać negatywnym scenariuszom dotyczącym kurczenia się ich zasobów [Cieślak i in. 2015].

Odzysk fosforu z odpadów (ścieków) polega na jego przeniesieniu z fazy ciekłej do stałej (tj. osadu ściekowego) z wykorzystaniem zarówno procesów biologicznych (opartych na metabolizmie mikroorganizmów akumulujących polifosforany), jak i chemicznych (poprzez dodawanie do ścieków soli np. metali dwu- i trójwartościowych) [Morse i in. 1998, Amann i in. 2018, Bunce i in. 2018]. W wielu oczyszczalniach ścieków odzysk fosforu z osadów ściekowych odbywa się poprzez proces strącania lub wymianę jonową [Krüger i Adam 2014, Egle i in. 2015, 2016]. Odzysk fosforu mógłby być wykonywany

w oczyszczalni ścieków, co zmniejszyłoby koszty transportu tego materiału. Takie przepisy nie zostały do dziś ustanowione w większości krajów europejskich (za wyjątkiem Szwajcarii i Niemiec), stąd odzysk fosforu na poziomie oczyszczalni ścieków na dzień dzisiejszy traktowany jest jako dodatkowa usługa. Szacuje się, że z 100 m<sup>3</sup> ścieków można wyprodukować 1 kg struwitu [Shu i in. 2006] i w momencie oczyszczania wszystkich ścieków na świecie poprzez krystalizację struwitu, można byłoby odzyskać 63 000 ton P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, co odpowiadałoby 16% światowej produkcji fosforytów [Shu i in. 2006]. Aby zwiększyć atrakcyjność działalności związanej z recyklingiem fosforu, konieczne jest opracowanie nowego łańcucha (odpowiednia utylizacja osadu ściekowego w kierunku wydobycia substancji pożądaných będących składnikami produktów użytecznych), który pozwoli wydobyć maksymalną wartość z wtórnych zasobów fosforu (osadów ściekowych) i wykorzystać ją w rolnictwie w produkcji nawozów.

Obecnym wyzwaniem dla produkcji nawozów jest wprowadzenie tzw. gospodarki cyrkularnej (CE) – rysunek 1 – będącej głównym priorytetem polityki gospodarczej UE [Geissler i in. 2018]. Aby spełnić powyższe oczekiwania należy zwiększyć działania związane z rozwojem sektora nawozowego dążące do produkcji nawozów z surowców wtórnych, w tym z osadów ściekowych (Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 ustanawiające przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1069/2009 i (WE) nr 1107/2009 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 2003/2003) [Jama-Rodzeńska i in. 2021].

Rolnictwo i ogrodnictwo w dużym stopniu związane jest z wykorzystaniem nawozów w celu utrzymania produkcji żywności (i paszy). Globalne zapotrzebowanie na nawozy szacuje się na ok. 110 mln ton (Mt) N, 47,0 Mt P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i 37,5 Mt K<sub>2</sub>O rocznie [Spanoghe i in. 2020], natomiast zużycie nawozów fosforowych (oraz wykorzystanie w sektorze przemysłowym) charakteryzuje się tendencją wzrostową (z 43,7 mln ton w 2015 do 48,2 mln ton w 2019) [Hermann i in. 2018]. W samej UE sektor produkcji roślinnej wymaga ~3 330 000 t P na rok. Agronomiczne nakłady P w postaci nawozów sztucznych wynoszą ~14,2 tetragram (Tg) P na rok i dodatkowe 9,6 Tg P na rok z obornika. Jednakże



Fot. 1. Produkcja struwitu z osadów ściekowych (fot. A. Jama-Rodzeńska, A. Dziuba)  
Phot. 1 Struvite production from sewage sludge (phot. by A. Jama-Rodzeńska, A. Dziuba)

te nakłady przekraczają pobranie P przez rośliny uprawne (~12,3 Tg P na rok), co stwarza problemy środowiskowe. Deficyty P, które istnieją w skali globalnej, szacuje się na ~30% [MacDonald i in. 2011].

Jednym z produktów odzysku fosforu jest struwit. Struwit to minerał, który po raz pierwszy został zidentyfikowany i opisany przez niemieckiego chemika Georga Ludwiga Ulexa (1811–1888) jako element w systemie kanalizacyjnym (Hamburgu, Niemcy). Minerał ten został nazwany przez Ulexa struwitem na cześć geografa i ekologa Heinricha Christiana Gottfrieda von Struve (1772–1851) z Hamburga (Ulex, 1845). Struwit jest krystalicznym minerałem, składającym się z amonu, magnezu i fosforanu ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \times 6(\text{H}_2\text{O})$ ), który powstaje, kiedy w roztworze jest obecny każdy z tych jonów powyżej punktu nasycenia roztworu. W celu powstawania struwitu konieczny stosunek molowy wynosi:  $1 (\text{Mg}^{2+}) : 1 (\text{NH}_4^+) : 1 (\text{PO}_4^{3-})$ .

Struwit został wykorzystany jako potencjalny nawóz fosforowy w wielu doświadczeniach rolniczych.



Fot. 2. Struwit z osadów ściekowych, firma Krevox (fot. A. Jama-Rodzeńska, A. Dziuba)  
Phot. 2. Struvite from sewage sludge, company Krevox (phot. by A. Jama-Rodzenska, A. Dziuba)



Fot. 3. Doświadczenia z wykorzystaniem struwitu w uprawie sałaty (fot. A. Jama-Rodzeńska)  
Phot. 3. Fertilization with struvite from sewage sludge in lettuce cultivation  
(phot. by A. Jama-Rodzeńska)

Badania z wykorzystaniem struwitu wskazują na porównywalną lub nawet wyższą skuteczność struwitu w porównaniu z nawozami rozpuszczalnymi w wodzie w doświadczeniach wazonowych i polowych [Cabeza i in. 2011, Bonvin i in. 2015, Szymańska i in. 2019, 2020]. Nawożenie struwitem przyczynia się do istotnego wzrostu plonu roślin warzywniczych, ogrodniczych oraz owoców [Ricardo i in. 2009, Wen i in. 2019], zmian w zawartości makro- i mikrośladników w uprawianych roślinach i podłożach, na których są uprawiane. Jednakże niektóre aspekty jego wykorzystania są do dziś mało poznane bądź problematyczne (wpływ odczynu gleby na dostępność składników pokarmowych) – fotografia 2.

Celem pracy jest przedstawienie potrzeby odzysku fosforu i jego wykorzystania w rolnictwie w postaci nawozu, a także wpływ takiego nawozu na plonowanie, skład chemiczny roślin oraz gleby (fot. 3).

### **Skład chemiczny osadów ściekowych**

Osady ściekowe są nieodłącznym odpadem powstającym podczas procesu oczyszczania wszystkich ścieków. Produkcja osadów ściekowych w Polsce charakteryzuje się wyraźną tendencją wzrostową na przestrzeni ostatnich lat [Bień i in. 2013]. Powołując się na raport PURE (Projekt Redukcji Eutrofizacji z Obszarów Zurbanizowanych) produkowane jest obecnie o 180% więcej suchej masy osadów ściekowych w porównaniu z rokiem 2010 [Hoornweg i in. 2013]. Szacuje się, że w Ameryce Północnej powstaje ok. 85 km<sup>3</sup> ścieków rocznie, a na Bliskim Wschodzie i w Afryce Północnej ok. 22,3 km<sup>3</sup> ścieków rocznie, podczas gdy w Chinach aż 58,9 km<sup>3</sup> rocznie [Nguyen i in. 2021]. Oprócz ilości produkowanych osadów ściekowych, ważną kwestią jest również ich jakość. Kolejną przyczyną zwiększonej produkcji tych odpadów jest wprowadzenie w krajach

Unii Europejskiej dyrektywy (91/271/EWG) dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych. Ich wykorzystanie w rolnictwie bywa kontrowersyjne ze względu na obecność metali ciężkich, toksycznych związków organicznych oraz mikroorganizmów chorobotwórczych. Zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych jest zróżnicowana w poszczególnych krajach UE, a nawet w tym samym kraju. Stwierdzono, że wysokie stężenie metali ciężkich dotyczy osadów ściekowych pochodzących z miast uprzemysłowionych. Stąd osad ściekowy może zostać uznany za niebezpieczny ze względu na obecność Cr, Cd, Se, As, Co, Pb i Hg. Zawartość metali ciężkich może wynieść od  $<1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  do  $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  [Tytła 2019]. Natomiast osady ściekowe powstające w małych oczyszczalniach ścieków nie stanowią na ogół zagrożenia dla środowiska pod względem zawartości metali ciężkich. Oprócz metali ciężkich, osady ściekowe zawierają w swoim składzie pewne grupy związków organicznych, w tym trwale zanieczyszczenia organiczne [Guidi Nissim i in. 2018]. Skład chemiczny osadów ściekowych został przedstawiony w Tabeli 1.

Tabela 1. Właściwości chemiczne osadów ściekowych na podstawie publikacji [Jama-Rodzeńska i in. 2021]

Table 1. Chemical properties of sewage sludge based on publications [Jama-Rodzenska et al. 2021]

Skład chemiczny i wartość pH Chemical composition and pH value	Jednostka Unit	Ilość w osadzie ściekowym Amount in the sewage sludge
pH	–	6,64–8,83
Sucha masa/ Dry mass	%	16,60–41,03
Materia organiczna/ Organic matter	g·kg <sup>-1</sup> s.m. g·kg <sup>-1</sup> d.m.	50,60–55,83
Azot całkowity/ Total nitrogen		22,40–38,90
Azot azotanowy/ Nitrate nitrogen		3,60–32,00
Fosfor całkowity/ Total phosphorus		5,00–25,00
Potas/Potassium		2,34
Wapń/Calcium		2,80–16,60
Magnez/Magnesium		6,10–8,00
Ołów/Lead		0,11–0,07
Kadm/Cadium		0,001–0,002
Nikiel/Nickel		0,016–0,028
Cynk/Zinc		0,70–1,29
Miedź/Copper	0,126–0,130	

Zarówno P, jak i N stanowią dwa główne pierwiastki występujące w osadach ściekowych, dlatego racjonalne jest ukierunkowanie osadu ściekowego na odzysk i ponowne wykorzystanie w rolnictwie [Gawdzik i in. 2015].

Fosfor występuje w różnych formach chemicznych także w osadach ściekowych, interesujące jest wykonanie takiej analizy, która pozwoli na ich rozróżnienie. W badaniach Łukawska i in. [2014] wykonano analizę specjacyjną metodą Goltermana ze względu na dość krótki czas analizy sekwencyjnej, która umożliwi wyizolowanie formy mobilnej, biologicznie dostępnej. Zastosowana metoda pozwala na wydzielenie czterech frakcji: I frakcja – fosfor jest asocjowany z tlenkami i hydroksytlenkami żelaza, manganu; II frakcja – fosfor zasocjowany jest z węglanami; III frakcja – fosfor pojawia się w roz-

puszczalnych połączeniach z materią organiczną; IV – frakcja, fosfor połączony jest z glinokrzemianami i występuje w materii organicznej [Bezak-Mazur i Mazur 2011]. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że największe stężenie fosforu stwierdzono we frakcjach pierwszej i drugiej, a zdecydowanie mniej fosforu zaobserwowano we frakcji trzeciej i czwartej. Mniejsza ilość tych frakcji może być związana z wiązaniem tego pierwiastka z glinem i materią organiczną. W osadzie ściekowym fosfor występuje w formie organicznej i nieorganicznej, przy czym ta ostatnia jest bardziej dostępna dla roślin [Cieślak i Konieczka 2017].

Całkowita zawartość fosforu w osadach ściekowych waha się od 5 do 25 g·kg<sup>-1</sup> s.m. Fosfor może wystąpić także w połączeniu z Al lub jako składnik związków organicznych, a w połączeniu z Cd nie ma większego znaczenia [Bezak-Mazur i Stoińska 2013]. Przyjmuje się, że ok. 10% całkowitej ilości P w osadach ściekowych to fosfor łatwo rozpuszczalny w wodzie oraz otrzymywany w formie fosforanów.

### **Potrzeba odzysku fosforu z osadów ściekowych**

Liczba ludności na świecie charakteryzuje się tendencją wzrostową, a prognozy wskazują na wzrost liczby ludności z 7,6 do 9,8 mld do 2050 r. [UND 2017]. Wzrost liczby ludności i zmiany w sposobie odżywiania, w tym wyższe spożycie mięsa i nabiału, stanowią wielkie wyzwanie dla rolnictwa. Zaspokojenie zapotrzebowania na produkty rolne będzie wiązało się z rosnącym zużyciem nawozów, które są podstawowym źródłem składników pokarmowych dla roślin. Brak dostępu lub niedobór P może istotnie wpłynąć na zakłócenie funkcjonowania gospodarki światowej. Dodatkowo wzrost cen fosforu w połączeniu z rosnącym popytem i wyczerpywaniem się zasobów może prowadzić do wzrostu cen żywności i wynikających z tego sporów geopolitycznych [Sengupta i in. 2015, Teah i Onuki 2017].

Rozmieszczenie zasobów skał fosforytowych na świecie nie jest równomierne. Ich lokalizacja skoncentrowana jest tylko w kilku krajach świata. Szacuje się, że w niektórych krajach, gdzie obecne są zasoby fosforu, ich rezerwy będą się zmniejszać, np. w USA przewiduje się znaczne zmniejszenie zasobów fosforu w ciągu 25 lat [Morse i in. 1998, Childers i in. 2011, Scholz i in. 2013, Roy 2017]. Ze względu na kurczenie się zasobów fosforytowych oraz pogorszenie ich jakości rodzi się obawa o nieprzerwany import [Buckwell i Nadeu 2016]. Kraje europejskie są silnie uzależnione od importu tego surowca. Przy wysokim wskaźniku wykorzystania P w rolnictwie >50% zasobów zostanie wyczerpanych do 2100 r. [Amann i in. 2018]. W przypadku fosforu efektywność wykorzystania wynosi 30%.

Dodatkowo, ze względu na kurczące się zasoby fosforu, pierwiastek ten został wpisany na listę surowców krytycznych (jako surowiec o dużym znaczeniu gospodarczym) – koncepcja opracowana w ramach Inicjatywy Unii Europejskiej (UE) na rzecz surowców mineralnych. Recykling P i jego możliwości odzysku są uważane za część zrównoważonego systemu, aby zapobiec jego całkowitemu wyczerpaniu [EC 2020].

Do potencjalnych źródeł fosforu należą ścieki, osady ściekowe, popioły powstałych po spalaniu osadów ściekowych czy mocz. Produkcja odpadów na świecie wynosi cztery biliony ton rocznie, skąd ok. ~20% może być odzyskanych [Egle i in. 2016, Peng i in. 2018]. Przewiduje się, że do końca 2025 r. ilość wytwarzanych odpadów wyniesie ~2,2 mld ton [Rhyner i in. 1995]. W samej Europie produkowanych jest rocznie ponad 250 mln ton odpadów komunalnych i ponad 850 mln ton odpadów przemysłowych [Eurostat 2017]. Osady ściekowe stanowią potencjalne źródło odzysku fosforu. Odzysk P

z osadów ściekowych mogłyby wzrosnąć wraz z poprawą technologii jego odzysku i usunięciem ograniczeń w stosowaniu osadów ściekowych w rolnictwie europejskim [Kacprzak i in. 2017]. Odpady pochodzące z gospodarstw domowych o dużej ilości fosforu po poddaniu recyklingowi mogłyby pokryć ok. 20–30% zapotrzebowania na nawozy fosforanowe w UE. Jednakże taka aktywność jest nadal w dużym stopniu niewykorzystana w wielu krajach europejskich, w tym i w Polsce [Smol i in. 2016]. Produkty odzysku P, np. hydroksyapatyt i struwit, mogą być z powodzeniem wykorzystywane w rolnictwie [Jama-Rodzeńska i in. 2021].

Struwit charakteryzuje się niewielką (poniżej dopuszczalnych norm dla nawozów) zawartością metali ciężkich, a ich ilość będzie zależeć od surowca użytego do jego wytworzenia. Metale ciężkie takie jak Pb, Cd, Cr, Cu, Ni i Zn zostały wykryte w struwicie wytworzonym z odcieków ze składowisk odpadów, chociaż odnotowano, że ich zawartość jest niższa od koncentracji określonych w dyrektywach europejskich dla nawozów [Cabezai in. 2011]. W badaniach własnych [Jama-Rodzeńska i in. 2021] stwierdzono niewielkie ilości metali ciężkich w porównaniu z superfosfatem potrójnym (tab. 2).

Tabela 2. Porównanie zawartości metali ciężkich w nawozach fosforowych ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) [Jama-Rodzeńska i in. 2021]

Table 2. Comparison of heavy metal content in phosphate fertilizers ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) [Jama-Rodzenska et al. 2021]

Nawóz fosforowy Phosphorus fertilizer	Cu	Zn	Pb	Cd
Superfosfat potrójny Triple superphosphate	23.8 $\pm$ 4.8	213 $\pm$ 43	1.75 $\pm$ 0.35	10.7 $\pm$ 2.1
Struwit/ Struvite	1.66 $\pm$ 0.33	3.73 $\pm$ 0.75	<0.125	<0.125

Popularne nawozy fosforowe można podzielić na rozpuszczalne, takie jak superfosfat potrójny, oraz formy słabo rozpuszczalne, takie jak fosforan kamienny. Struwit nie należy do żadnej z tych kategorii, ponieważ charakteryzuje się bardzo niską rozpuszczalnością [Ronteltap i in. 2007], zaledwie 3% całkowitej zawartości P jest rozpuszczalne w wodzie [Degryse i in. 2017]. Zaaplikowany do gleby charakteryzuje się powolnym uwalnianiem fosforu dostępnego dla roślin – cecha odróżniająca go od mineralnych nawozów fosforowych, które szybko rozpuszczają się w roztworze glebowym [Withers i in. 2020]. Uwalnianie składników pokarmowych (P i Mg) ze struwitu następuje w pierwszym i drugim roku po jego zastosowaniu i jest znacznie wolniejsze niż z nawozu sztucznego (superfosfatu).

### **Wpływ nawozów powstałych na bazie osadów ściekowych na plonowanie i skład chemiczny roślin uprawnych i warzywnych**

Wiele nawozów wyprodukowanych na bazie odpadów ściekowych i jego produktów zostało wykorzystanych w doświadczeniach doniczkowych i polowych, gdzie badano ich przydatność agronomiczną oraz wpływ na plon i wzrost roślin [Gonzalez-Ponce i Garcia-Lopez-de-Sá 2007, Szymańska i in. 2020]. Niektóre z nich mogą być stosowane



jako kompletny nawóz spełniający wymagania pokarmowe roślin, natomiast inne jako suplementy [Herzel i in. 2016]. Latifian i in. [2012] zaobserwowali, że uwolnienie fosforu do gleby z nawozów sztucznych zawierających azot, fosfor i potas szacowane są na 88% w okresie ponad 20 dni po jego zastosowaniu, natomiast struwitu po 105 dniach od założenia doświadczenia tylko w 12%. Struwit uważany jest za bardziej ekologiczny nawóz w porównaniu z nawozami sztucznymi ze względu na powolne uwalnianie składników odżywczych do gleby, które zmniejsza wymywanie P, przyczyniając się do wzrostu plonów nawet po roku od jego zastosowania [Reza i in. 2019]. Aby wyjaśnić i przewidzieć uwalnianie składników odżywczych ze struwitu w glebie, należy wziąć pod uwagę rozpuszczalność struwitu. Rozpuszczalność struwitu zmienia się w zależności od pH gleby, temperatury i siły jonowej. Niedostateczna rozpuszczalność struwitu może mieć jednak niekorzystny wpływ na plonowanie roślin, poprzez ograniczenie wzrostu i rozwoju roślin, a w konsekwencji ich produktywności [Bonvin i in. 2015]. Autorzy wielu badań przedstawiają w publikacjach odmienne poglądy nt. skuteczności struwitu, jednakże wynikać one mogą z wielu przyczyn: długości przeprowadzonych doświadczeń, rodzaju i właściwości gleby, na której zastosowano struwit, testowanej rośliny oraz braku badań testowania takiego nawozu w warunkach glebowo-klimatycznych Europy.

Wyniki wielu badań pokazują na istotny wzrost plonu roślin nawożonych struwitem Weni i in. [2019] w uprawie kapusty, Ricardo i in. [2009] w uprawie sałaty, Reza i in. [2019] w uprawie trawy sudańskiej, Bonvin i in. [2015] w uprawie życicy wielokwiatowej (*Lolium multiflorum* var. Gemini) w trawach, warzywach, kukurydzy i owocach w porównaniu z konwencjonalnymi nawozami rozpuszczalnymi w wodzie [Jama-Rodzeńska i in. 2021]. Pozytywny wpływ nawożenia struwitem na wysokość i jakość plonów stwierdzono również w przypadku ciecierzycy (*Cicer arietinum* L.) [Ghosh i in. 1996], łubinu (*Lupinus albus* L.) [González-Ponce i García-López-de-Sá, 2007] oraz życicy trwałej (*Lolium perenne* L.) [Plaza i in. 2007]. Większe wartości plonów pod wpływem aplikacji tego nawozu uzyskano w uprawie kukurydzy, pomidora, sałaty w porównaniu z nawozami tradycyjnymi [Uysal i in. 2010] – tabela 3.

Według Szymańskiej i in. [2020] potencjał plonotwórczy struwitu ujawnia się już po roku od jego zastosowania. Struwit może być stosowany w wysokich dawkach raz na kilka lat także w nawożeniu łąk i drzewostanów [Li i in. 2019]. Struwit z powodzeniem może być stosowany w uprawie buraka cukrowego – rośliny, która wymaga do prawidłowego wzrostu i rozwoju magnezu [Rahman i in. 2014]. Nawet duża ilość tego nawozu nie powoduje spalania korzeni dzięki jego właściwościom powolnego uwalniania, co jest powszechne w przypadku tradycyjnych nawozów amonowo-fosforowych. Ma on długi efekt rezydualny w strefie korzeniowej rośliny, co czyni go bardziej korzystnym od nawozów rozpuszczalnych. Przewaga struwitu nad innymi nawozami może być związana z obecnością Mg i synergistycznego efektu stosunku P : Mg. Z kolei w innych badaniach wykazano zmniejszenie efektywności agronomicznej w wyniku zastosowania struwitu przekładające się na niższe pobieranie P przez rośliny, a tym samym niższą efektywność agronomiczną struwitu w porównaniu z fosforanem amonowo-magnezowym. Struwit jest dobrym źródłem magnezu, gromadzonego w glebie zarówno w formie nieaktywnej, jak i przyswajalnej. Jego zastosowanie nawozowe może więc rozwiązać problem deficytu magnezu występujący w glebach Europy Środkowo-Wschodniej (tab. 4).

Tabela 3. Wpływ struwitu na wybrane cechy morfologiczne sałaty  
[Jama-Rodzeńska i in. 2021]  
Table 3. Effect of struvite on selected morphological characteristics of lettuce  
[Jama-Rodzeńska et al. 2021]

Czynnik doświadczenia Experiment factor	Cechy morfologiczne sałaty Morphological traits of lettuce	
	świeża masa liści (g) fresh mass of leaves	liczba liści number of leaves
Nawożenie fosforowe/ Phosphorus fertilization (A)		
Kontrola/Control	96,26 <sup>a</sup>	10,41 <sup>a</sup>
SUP	112,13 <sup>a</sup>	12,27 <sup>ab</sup>
STR	127,91 <sup>a</sup>	12,80 <sup>b</sup>
P value	0,11	P < 0,05*
Dawki nawozów fosforowych/ Doses of phosphorus fertilizers (B)		
Kontrola/ Control	96,26 <sup>a</sup>	10,41 <sup>a</sup>
Dawka pojedyncza/ Single dose	121,31 <sup>a</sup>	12,00 <sup>ab</sup>
Dawka podwójna/ Double dose	112,36 <sup>a</sup>	12,50 <sup>ab</sup>
Dawka potrójna/ Triple dose	126,38 <sup>a</sup>	13,12 <sup>b</sup>
P wartość/ P value	0,33	<0,05*
A × B		
Kontrola/ Control	92,26 <sup>a</sup>	10,41 <sup>a</sup>
SUP d. pojedyncza/ single dose (17 mg·L <sup>-1</sup> )	103,15 <sup>a</sup>	12,08 <sup>a</sup>
SUP d. podwójna/ double dose (34 mg·L <sup>-1</sup> )	100,72 <sup>a</sup>	12,33 <sup>a</sup>
SUP d. potrójna/ triple dose (68 mg·L <sup>-1</sup> )	132,53 <sup>a</sup>	12,41 <sup>a</sup>
STR d. pojedyncza/ single dose (29 mg·L <sup>-1</sup> )	139,48 <sup>a</sup>	11,91 <sup>a</sup>
STR d. podwójna/ double dose (57 mg·L <sup>-1</sup> )	124,00 <sup>a</sup>	13,91 <sup>a</sup>
STR d. potrójna/ triple dose (114 mg·L <sup>-1</sup> )	120,23 <sup>a</sup>	12,58 <sup>a</sup>
P wartość/ P value	0,19	0,44

SUP – superfosfat potrójny/ triple superphosphate, STR – Phosgreen (struwit)/ Phosgreen (struvite).

\* Analiza wariancji przy poziomie istotności P < 0,05/ Analysis of variance at a significance level of P < 0,05.

Tabela 4. Wpływ zróżnicowanych nawozów fosforowych oraz dawek na skład chemiczny liści sałaty [Jama-Rodzeńska i in. 2021]

Table 4. Effect of varying phosphorus fertilizers and rates on the chemical composition of lettuce leaves [Jama-Rodzeńska et al. 2021]

Czynnik doświadczenia Experiment factor	Skład chemiczny liści sałaty/ Chemical composition of lettuce leaves					
	zawartość fosforu (g·kg <sup>-1</sup> s.m.) phosphorus content (g·kg <sup>-1</sup> d.m.)	pobranie P (g na masę liści s.m.) phosphorus uptake (g per mass of leaves d.m.)	zawartość magnezu (g·100 kg <sup>-1</sup> s.m.) magnesium content (g·100 kg <sup>-1</sup> d.m.)	pobranie magnezu (g na masę liści) magnesium uptake (g per mass of leaves)	zawartość azotu azotanowego (g 100 kg s.m.) nitrate nitrogen content (g 100 kg d.m)	pobranie azotu azotanowego (g na masę liści s.m.) nitrate nitrogen uptake (mg per mass of leaves d.m.)
1	2	3	4	5	6	7
Nawóz fosforowy/ Phosphorus fertilizer (A)						
Kontrola Control	1212,5 <sup>a</sup>	116,7 <sup>a</sup>	1783,3	171,6 <sup>a</sup>	1356,6 <sup>a</sup>	131,5 <sup>a</sup>
SUP	1951,3 <sup>b</sup>	215,2 <sup>b</sup>	1577,7	200,7 <sup>a</sup>	2253,3 <sup>ab</sup>	261,0 <sup>a</sup>
STR	2216,6 <sup>b</sup>	282,5 <sup>c</sup>	1477,7	192,3 <sup>a</sup>	3095,5 <sup>c</sup>	389,4 <sup>b</sup>
Wartość P P value	<0,01**	<0,001***	0,9418	0,9716	<0,05*	<0,01**
Dawki nawozów fosforowych/ Doses of phosphorus fertilizers (B)						
Kontrola Control	1212,5 <sup>a</sup>	116,7 <sup>a</sup>	1783,3 <sup>a</sup>	171,6 <sup>a</sup>	1366,6 <sup>a</sup>	131,5 <sup>a</sup>
Dawka pojedyncza Single dose	2281,2 <sup>b</sup>	272,8 <sup>b</sup>	1291,6 <sup>a</sup>	168,9 <sup>a</sup>	2546,6 <sup>ab</sup>	300,8 <sup>ab</sup>
Dawka podwójna Double dose	2008,3 <sup>b</sup>	228,2 <sup>b</sup>	916,6 <sup>a</sup>	111,1 <sup>a</sup>	1910,0 <sup>a</sup>	227,7 <sup>a</sup>
Dawka potrójna Triple dose	1962,5 <sup>b</sup>	245,6 <sup>b</sup>	2375,0 <sup>a</sup>	309,5 <sup>a</sup>	3566,6 <sup>b</sup>	447,1 <sup>b</sup>
Wartość P P value	<0,01**	<0,001***	0,23	0,25	<0,05*	<0,01**
A × B						
Kontrola Control	1212,5 <sup>a</sup>	116,7 <sup>a</sup>	1783,3 <sup>ab</sup>	171,6 <sup>ab</sup>	1366,6 <sup>b</sup>	131,5 <sup>b</sup>

cd. tab. 4

1	2	3	4	5	6	7
SUP dawka pojedyncza Single dose (17 mg·L <sup>-1</sup> )	2495,8 <sup>d</sup>	257,4 <sup>cd</sup>	616,6 <sup>ab</sup>	63,6 <sup>ab</sup>	2993,3 <sup>d</sup>	308,7 <sup>c</sup>
SUP d. podwójna Double dose (34 mg·L <sup>-1</sup> )	1783,3 <sup>bc</sup>	179,6 <sup>b</sup>	216,6 <sup>a</sup>	21,8 <sup>a</sup>	783,3 <sup>a</sup>	78,8 <sup>a</sup>
SUP dawka potrójna Triple dose (68 mg·L <sup>-1</sup> )	1575,0 <sup>ab</sup>	208,7 <sup>bc</sup>	3900,0 <sup>c</sup>	516,8 <sup>d</sup>	2983,3 <sup>d</sup>	395,3 <sup>d</sup>
STR dawka pojedyncza Single dose (29 mg·L <sup>-1</sup> )	2066,6 <sup>bcd</sup>	288,2 <sup>d</sup>	1966,6 <sup>b</sup>	274,3 <sup>b</sup>	2100,0 <sup>c</sup>	292,9 <sup>c</sup>
STR dawka podwójna Double dose (57 mg·L <sup>-1</sup> )	2233,3 <sup>bd</sup>	276,9 <sup>d</sup>	1616,6 <sup>ab</sup>	200,4 <sup>ab</sup>	3036,6 <sup>d</sup>	376,5 <sup>d</sup>
STR dawka potrójna Triple dose 114 (mg·L <sup>-1</sup> )	23600 <sup>d</sup>	282,5 <sup>d</sup>	850,0 <sup>ab</sup>	102,1 <sup>ab</sup>	4150,0 <sup>c</sup>	498,9 <sup>c</sup>
Wartość P P value	<0,001***	<0,05*	<0,001***	<0,001***	<0,001***	<0,001***

SUP – superfosfat potrójny/triple superphosphate, STR – Phosgreen (struwit).

\* Analiza wariancji przy poziomie istotności  $P < 0,05$ / Analysis of variance at a significance level of  $P < 0,05$ .

\*\* Analiza wariancji przy poziomie istotności  $P < 0,01$ / Analysis of variance at a significance level of  $P < 0,01$ .

\*\*\* Analiza wariancji przy poziomie istotności  $P < 0,001$ / Analysis of variance at a significance level of  $P < 0,001$ .

Dodatkowym aspektem stosowania struwitu jest korzystny aspekt środowiskowy obejmujący zmniejszenie wiązania fosforu, zmniejszenie strat azotu spowodowane poprzez jego wymywanie, poprawa struktury gleby oraz jej zdolność do zatrzymywania wody, zmniejszając tym samym zakwaszenie gleby [Dai i in. 2006]. Strata azotu poprzez wymywanie dotyczy głównie postaci azotanowej, gdyż nie jest ona wiązana w glebie fizycznie ani chemicznie. Podlega jedynie wiązaniu biologicznemu. Podstawowym warunkiem wystąpienia strat N jest na tyle wysoka zawartość wody w glebie, że pozwala na swobodny transport azotanów do wód gruntowych. Wymywanie azotu z gleby zależy także od: dawki i rodzaju nawozu azotowego, rodzaju gleby (skład granulometryczny, typ gleby, pH), ilości opadów atmosferycznych, agrotechniki i sposobu użytkowania gleby, gatunku uprawianej rośliny. Straty azotu w warunkach doświadczenia własnego [Jama-Rodzeńska i in. 2021] poprzez jego wymywanie mogły być spowodowane poprzez nadmierne podlewanie sałaty oraz uprawianie jej na torfie, który jest kwaśny i ma małą pojemność sorpcyjną.

Nawożenie struwitem powoduje nie tylko zmiany w morfologii roślin, rozwoju, lepszej produktywności, ale także zmiany właściwości chemicznych zarówno nawożonych roślin, jak i podłoża (tab. 5, rys. 3). Przede wszystkim nawożenie struwitem nie powoduje zanieczyszczenia roślin metalami ciężkimi. Rośliny nawożone struwitem charakteryzują się niższymi stężeniami zawartości metali ciężkich w porównaniu z nawozami konwencjonalnymi [Jama-Rodzeńska i in. 2021].

Tabela 5. Wpływ nawożenia struwitem (Phosgreen) na zawartość metali ciężkich w roślinie [Jama-Rodzeńska i in. 2021]

Table 5 Effect of struvite (Phosgreen) fertilization on heavy metal content of the plant [Jama-Rodzeńska et al. 2021]

Czynnik doświadczenia Experiment factor	Zawartość metali ciężkich w liściach sałaty (mg·kg <sup>-1</sup> s.m.) Heavy metal content in lettuce leaves (mg·kg <sup>-1</sup> d.m.)			
	Zn	Pb	Cd	Cu
Nawożenie fosforem/ Phosphorus fertilizer (A)				
Kontrola/ Control	100,00 <sup>b</sup>	0,959 <sup>a</sup>	0,541 <sup>a</sup>	4,010 <sup>a</sup>
SUP	67,03 <sup>b</sup>	0,982 <sup>a</sup>	0,488 <sup>a</sup>	4,210 <sup>a</sup>
STR	60,00 <sup>a</sup>	0,800 <sup>a</sup>	0,378 <sup>a</sup>	3,526 <sup>a</sup>
Wartość P/ P value	<0,01**	0,0737	0,0735	0,1879
Dawki nawozów fosforowych/ Doses of phosphorus fertilizer (B)				
Kontrola/ Control	100,00 <sup>b</sup>	0,959 <sup>a</sup>	0,541 <sup>ab</sup>	4,010 <sup>a</sup>
Dawka pojedyncza/ Single dose	79,90 <sup>b</sup>	0,924 <sup>a</sup>	0,519 <sup>b</sup>	3,805 <sup>a</sup>
Dawka podwójna/ Double dose	54,35 <sup>a</sup>	0,868 <sup>a</sup>	0,331 <sup>a</sup>	3,530 <sup>a</sup>
Dawka potrójna/ Triple dose	56,30 <sup>a</sup>	0,881 <sup>a</sup>	0,449 <sup>ab</sup>	4,270 <sup>a</sup>
Wartość P/ P value	<0,001***	0,8936	<0,05*	0,4621
A × B				
Kontrola/ Control	100,00 <sup>b</sup>	0,959 <sup>a</sup>	0,541 <sup>b</sup>	4,010 <sup>a</sup>
SUP d. pojedyncza/ single dose (17 mg·L <sup>-1</sup> )	84,00 <sup>ab</sup>	0,997 <sup>a</sup>	0,527 <sup>ab</sup>	4,310 <sup>a</sup>
SUP d. podwójna/ double dose (34 mg·L <sup>-1</sup> )	56,60 <sup>a</sup>	0,940 <sup>a</sup>	0,374 <sup>ab</sup>	3,720 <sup>a</sup>
SUP d. potrójna/ triple dose (68 mg·L <sup>-1</sup> )	60, 65 <sup>a</sup>	1,010 <sup>a</sup>	0,564 <sup>b</sup>	4,600 <sup>a</sup>
STR d. pojedyncza/ single dose (29 mg·L <sup>-1</sup> )	75,80 <sup>ab</sup>	0,851 <sup>a</sup>	0,511 <sup>ab</sup>	3,300 <sup>a</sup>
STR d. podwójna/ double dose (57 mg·L <sup>-1</sup> )	52,10 <sup>a</sup>	0,796 <sup>a</sup>	0,289 <sup>a</sup>	3,340 <sup>a</sup>
STR d. potrójna/ triple dose (114 mg·L <sup>-1</sup> )	52,10 <sup>a</sup>	0,753 <sup>a</sup>	0,335 <sup>ab</sup>	3,940 <sup>a</sup>
Wartość P/ P value	0,9646	0,8274	0,1385	0,7865

Objaśnienia jak w tabeli 4./ Explanation as in Table 4.

Aplikacja tego nawozu powoduje zmiany w zawartości makroelementów, powodując wzrost ich zawartości oraz pobranie przez rośliny [Szymańska i in. 2020, Siciliano 2016]. Wzrost zawartości fosforu widoczny jest zwłaszcza przy zwiększeniu dawki struwitu. Odczyn gleby ma istotny wpływ na zawartość i pobranie fosforu przez rośliny. Wysokie wartości pobrania fosforu przez rośliny obserwuje się na glebach wzbogaconych w struwit w warunkach kwaśnego lub zbliżonego do obojętnego pH [Rittl i in. 2019]. Bonvin i in. [2015] wykazali natomiast, że pobranie P ze struwitu i nawozu  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  było na podobnym poziomie, czego z kolei nie potwierdzają badania przeprowadzone przez Johnston i Richards [2003], które dotyczą aplikacji struwitu i fosforanu jednowapniowego w uprawie żywic na glebach o pH zbliżonym do obojętnego.

Dotychczas nie prowadzono badań dotyczących wpływu struwitu na zawartość chlorofilu, karotenoidów i witaminy C. Stężenie chlorofilu w liściach jest ważnym parametrem, a chlorofile a i b są głównymi fotosyntetycznymi barwnikami roślin i wraz z karotenoidami wchodzi w skład fotosystemu. Zawartość chlorofilu zwykle przewyższa pięciokrotnie stężenie karotenoidów w zielonych warzywach, gdzie jego wartości wahają się od 1000–2000 mg  $\text{kg}^{-1}$  świeżej masy [Goupy i in. 2018]. W badaniach własnych [Jama-Rodzeńska i in. 2022] nawożenie struwitem spowodowało istotny wzrost zawartości chlorofilu w liściach sałaty, ale nie zawartości karotenoidów.

### **Wpływ nawozów powstałych na bazie osadów ściekowych na właściwości gleby**

Aplikacja struwitu wywołuje zmiany w składzie chemicznym gleby, poprawiając ich właściwości chemiczne poprzez zwiększenie w glebie zawartości P oraz Mg (tab. 6 i 7). Aplikacja struwitu powoduje wzrost zawartości fosforu w wierzchniej warstwie gleby, co oznacza, że znaczna część struwitu może nie zostać pobrana przez rośliny [Rittl i in. 2019]. Zastosowanie struwitu powoduje także wzrost stężenia P-AL oraz P-Olsena w glebie. Zastosowanie struwitu wpływa w niewielkim stopniu lub wcale nie wpływa na właściwości gleby położonej głębiej (20–40 cm).

Zastosowanie struwitu może powodować obniżenie wartości pH gleby spowodowane wysoką zawartością amonu (5,4%) w struwicie [Rittl i in. 2019]. Zawartość amoniaku wpływa na jego rozpuszczalność w glebie o różnym pH. Rozpuszczalność struwitu zależy przede wszystkim od odczynu gleby oraz wielkości granulek. Większą rozpuszczalność wykazuje na glebach o odczynie kwaśnym w porównaniu z glebami o odczynie obojętnym [Degryse i in. 2017], stąd wielkość uzyskiwanych plonów pod wpływem nawożenia struwitem jest zależna od odczynu gleby. W literaturze jednak nie ma zgodności co do tego, czy efektywność nawożenia struwitem jest zależna od pH gleby lub podłoża. Zgodnie z wcześniejszymi doniesieniami początkowa szybkość rozpuszczania P ze struwitu zmniejsza się wraz ze wzrostem pH [Talboys i in. 2016].

Pomimo potencjalnych obaw dotyczących rozpuszczalności struwitu można zauważyć, że warunki glebowe sprzyjają rozpuszczaniu struwitu, przy czym struwit pochodzący ze ścieków zwiększa stężenie P w roztworach glebowych do podobnego poziomu osiągniętego przez superfosfat potrójny (TSP) przy odczynie obojętnym i kwaśnym [Cabeza i in. 2011]. Cabeza i in. [2011] stwierdzają, że rozpuszczalność mierzona w wodzie nie charakteryzuje dokładnie dostępności P dla roślin. Massey i in. [2009] badali skuteczność struwitu w glebach kwaśnych (pH 6,5) i lekko zasadowych (pH 7,6 skorygowane wapnem) i stwierdzili, że podczas gdy pH miało ogólny wpływ na jego wzrost, wszystkie nawozy działały podobnie, wskazując, że struwit w warunkach lekko zasadowych był tak samo dostępny jak TSP i fosforan kamienny.

Tabela 6. Wpływ nawożenia struwitem (Phosgreen) na skład chemiczny torfu  
[Jama-Rodzeńska i in. 2021]Table 6 Effect of struvite (Phosgreen) fertilization on peat chemical composition  
[Jama-Rodzeńska et al. 2021]

Czynnik doświadczenia Experiment factor	pH	Fosfor ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) Phosphorus	Magnez ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) Magnesium
Nawożenie fosforem/ Phosphorus fertilizer (A)			
Kontrola/ Control	6,08 <sup>a</sup>	78,79 <sup>a</sup>	24,08 <sup>a</sup>
SUP	6,45 <sup>a</sup>	62,41 <sup>a</sup>	29,66 <sup>a</sup>
STR	6,34 <sup>a</sup>	90,75 <sup>a</sup>	33,81 <sup>a</sup>
Wartość P/ P value	0,0749	0,4977	0,5047
Podłoże ogrodnicze/ Substrate (B)			
TO	6,20 <sup>a</sup>	127,92 <sup>a</sup>	20,73 <sup>a</sup>
GM	6,38 <sup>a</sup>	24,91 <sup>b</sup>	37,73 <sup>b</sup>
Wartość P/ P value	0,2020	<0,001***	<0,01**
A × B			
Kontrola TO/ Control TO	6,03 <sup>a</sup>	118,16 <sup>b</sup>	17,91 <sup>a</sup>
SUP TO	6,41 <sup>a</sup>	106,5 <sup>b</sup>	20,41 <sup>a</sup>
STR TO	6,16 <sup>a</sup>	164,50 <sup>c</sup>	23,87 <sup>a</sup>
Kontrola GM/ Control GM	6,13 <sup>a</sup>	39,41 <sup>a</sup>	30,25 <sup>a</sup>
SUP GM	6,49 <sup>a</sup>	18,33 <sup>a</sup>	38,91 <sup>a</sup>
STR GM	6,51 <sup>a</sup>	17,00 <sup>a</sup>	43,75 <sup>a</sup>
Wartość P/ P Value	0,6420	<0,001***	0,8753

Objaśnienia jak w tabeli 4./ Explanation as in Tab. 4.

TO – torf odkwaszony/ deacidified peat, GM – gleba mineralna/ mineral soil.

Tabela 7. Wpływ nawożenia struwitem (Phosgreen) na skład chemiczny torfu i gleby  
[Jama-Rodzeńska i in. 2021]Table 7. Effect of struvite (Phosgreen) fertilization on the chemical composition of peat and soil  
[Jama-Rodzenska et al. 2021]

Czynnik doświadczenia Experiment factor	pH	Zasolenie Salinity ( $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	Fosfor Phosphorus ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )	Magnez Magnesium ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )	Azot azotanowy Nitrate nitrogen ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )
1	2	3	4	5	6
Nawożenie fosforowe/ Phosphorus fertilization (A)					
Kontrola/ Control	5,29 <sup>a</sup>	1257,00 <sup>ab</sup>	23,83 <sup>a</sup>	32,00 <sup>a</sup>	5,36 <sup>a</sup>
SUP	5,70 <sup>b</sup>	1185,33 <sup>b</sup>	123,61 <sup>ab</sup>	38,66 <sup>a</sup>	3,13 <sup>a</sup>
STR	5,76 <sup>b</sup>	846,11 <sup>a</sup>	143,72 <sup>b</sup>	58,66 <sup>a</sup>	50,11 <sup>b</sup>
Wartość P/ P value	<0.001***	<0.01**	<0.01**	0.24	<0.01**

cd. tab. 7

1	2	3	4	5	6
Dawki nawozów fosforowych/ Doses of phosphorus fertilization (B)					
Kontrola/ Control	5.29 <sup>a</sup>	1257.00 <sup>a</sup>	23.83 <sup>a</sup>	32.00 <sup>ab</sup>	5.36 <sup>a</sup>
Dawka pojedyncza Single dose	5.75 <sup>bc</sup>	950.50 <sup>a</sup>	80.33 <sup>b</sup>	25.66 <sup>a</sup>	2.70 <sup>a</sup>
Dawka podwójna Double dose	5.81 <sup>c</sup>	953.00 <sup>a</sup>	106.00 <sup>b</sup>	47.00 <sup>ab</sup>	36.16 <sup>a</sup>
Dawka potrójna Triple dose	5.63 <sup>b</sup>	1143.66 <sup>a</sup>	214.66 <sup>c</sup>	73.33 <sup>b</sup>	41.00 <sup>a</sup>
Wartość P/ P value	<0.001***	0.41	<0.01**	<0.05*	0.1050
A × B					
Kontrola/ Control	5.29	1257.00 <sup>b</sup>	23.83 <sup>a</sup>	32.00	5.36 <sup>a</sup>
SUP dawka pojedyncza Single dose (17 mg·L <sup>-1</sup> )	5.66	1367.00 <sup>b</sup>	89.50 <sup>b</sup>	15.33	1.40 <sup>a</sup>
SUP dawka podwójna Double dose (34 mg·L <sup>-1</sup> )	5.78	976.66 <sup>ab</sup>	77.16 <sup>b</sup>	51.33	4.00 <sup>a</sup>
SUP dawka potrójna Triple dose (68 mg·L <sup>-1</sup> )	5.66	1212.33 <sup>b</sup>	204.16 <sup>d</sup>	49.33	4.00 <sup>a</sup>
STR dawka pojedyncza Single dose (29 mg·L <sup>-1</sup> )	5.84	534.00 <sup>a</sup>	71.16 <sup>b</sup>	36.00	4.00 <sup>a</sup>
STR dawka podwójna Double dose (57 mg·L <sup>-1</sup> )	5.84	929.33 <sup>ab</sup>	134.83 <sup>c</sup>	42.66	68.33 <sup>b</sup>
STR dawka potrójna Triple dose (114mg·L <sup>-1</sup> )	5.60	1075.00 <sup>ab</sup>	225.16 <sup>d</sup>	97.33	78.00 <sup>b</sup>
Wartość P/ P value	0.13	<0.01**	<0.01**	0.08	<0.001***

Objaśnienia jak w tabeli 6./ Explanation as in Tab. 6.

## WNIOSKI

Nawóz powstały na bazie osadów ściekowych wydaje się być bardziej efektywny w porównaniu z tradycyjnymi nawozami fosforowymi w zwiększaniu plonowania, zawartości P w glebie, roślinie i akumulacji (pobrania). Może to być związane z większą ilością Mg zawartą w struwicie i jej synergistycznym wpływem na pobieranie P. Podsumowując, należy stwierdzić, że potencjalna wartość struwitu jako rynkowego nawozu P jest obiecująca, zwłaszcza dla upraw o wysokich wymaganiach dotyczących P i Mg. Bezpieczeństwo stosowania struwitu wynika z niskiego poziomu metali ciężkich, a co za tym idzie – niskiego ich poziomu w uprawianych roślinach oraz w glebie. Nawozy takie wymagają dalszych badań mających na celu ich dokładne zbadanie pod względem skuteczności, efektywności, aspektów środowiskowych, ekonomicznych oraz społecznych.



## PIŚMIENNICTWO

- Amann A., Zoboli O., Krampe J., Rechberger H., Zessner M., Egle L., 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resour Conserv Recycl.* 130, 127–139. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002>
- Bezak-Mazur E., Stoińska R., 2013. Znaczenie fosforu w środowisku – artykuł przeglądowy. *Arch. Waste Manag. Environ. Prot.* 15(3), 33–42 [in Polish].
- Bezak-Mazur E., Mazur A., 2011. Specjacja fosforu w osadach ściekowych powstających w technologii EvU-PERL. *Ochr. Śr. Zasobów Nat.* 49, 382–388.
- Bień J., Neczaj E., Worwąg M., Grosser A., Nowak D., Milczarek M., Janik M., 2013. Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013. *Inż. Ochr. Śr.* 14(4), 375–384.
- Bonvin C., Etter B., Udert K.M., Frossard E., Nanzer S., Tamburini F., Oberson A., 2015. Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio.* 44(2), 17–27. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0616-6>
- Buckwell A., Nadeu E. 2016. Nutrient recovery and reuse (NRR) in European agriculture. A review of the issues, opportunities, and actions, [https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2020/06/2016\\_RISE\\_NRR\\_Full\\_EN\\_compressed.pdf?dd](https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2020/06/2016_RISE_NRR_Full_EN_compressed.pdf?dd)
- Bunce J.T., Ndam E., Ofiteru I.D., Moore A., Graham D.W., 2018. A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Front. Environ. Sci.* 6(8). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>
- Cabeza R., Steingrobe B., Römer W., Claassen N., 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 91(2). <https://doi.org/10.1007/s10705-011-9454-0>
- Childers D.L., Corman J., Edwards M., Elser J.J., 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: Solutions from closing the human phosphorus cycle. *Bioscience* 61(2), 117–124. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.6>
- Cieślik B., Konieczka P., 2017. A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *J. Clean. Prod.* 142(4), 1728–1740. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.116>
- Cieślik B.M., Namieśnik J., Konieczka P., 2015. Review of sewage sludge management: Standards, regulations and analytical methods. *J. Clean. Prod.* 90, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.031>
- Cornel P., Schaum C., 2009. Phosphorus recovery from wastewater: Needs, technologies and costs. *Water Sci Technol.* 59(6), 1069–1076. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.045>
- Dai J.Y., Chen L., Zhao J.F., Ma N., 2006. Characteristics of sewage sludge and distribution of heavy metal in plants with amendment of sewage sludge. *J. Environ. Sci. (China)* 18(6), 1094–1100. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(06\)60045-4](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(06)60045-4)
- Degryse F., Baird R., da Silva R.C., McLaughlin M.J., 2017. Dissolution rate and agronomic effectiveness of struvite fertilizers – effect of soil pH, granulation and base excess. *Plant Soil.* 410, 139–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2990-2>
- Dissanayake C.B., Chandrajith R., 2009. Phosphate Mineral Fertilizers, trace metals and human health. *J. Natl Sci Found Sri Lanka.* 37 (3), 153-165. <https://doi.org/10.4038/jnsfsr.v37i3.1219>
- EC, 2020. Critical raw materials, [https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials_en) [dostęp: 11.07.2022].
- Egle L., Rechberger H., Krampe J., Zessner M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Sci Total Environ.* 571, 522–542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>

- Egle L., Rechberger H., Zessner M., 2015. Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resour. Conserv. Recycl.* 105(B), 325–346. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>
- Eurostat, 2017. Waste Statistics/es. Statistics Explained. Com Eur. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics) [dostęp: 11.07.2022].
- Gawdzik J., Długosz J., Urbaniak M., 2015. General characteristics of the quantity and quality of sewage sludge from selected wastewater treatment plants in Świętokrzyskie province. *Environ. Prot Eng.* 41, 107–117.
- Geissler B., Hermann L., Mew M.C., Steiner G., 2018. Striving toward a circular economy for phosphorus: The role of phosphate rock mining. *Minerals* 8(9), 395. <https://doi.org/10.3390/min809039>
- Ghosh G.K., Mohan K.S., Sarkar A.K., 1996. Characterization of soil-fertilizer P reaction products and their evaluation as sources of P for gram (*Cicer arietinum* L.). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46(1), 71–79.
- González-Ponce R., García-López-de-Sá M.E., 2007. Evaluation of struvite as a fertilizer: A comparison with traditional P sources. *Agrochimica* 51(6), 301–308.
- Guidi Nissim W., Cincinelli A., Martellini T., Alvisi L., Palm E., Mancuso S., Azzarello E., 2018. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds. *Environ Res.* 356–366. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.009>
- Hermann L., Kraus F., Hermann R., 2018. Phosphorus processing-potentials for higher efficiency. *Sustainability* 10(5), 1482. <https://doi.org/10.3390/su10051482>
- Herzel H., Krüger O., Hermann L., Adam C., 2016. Sewage sludge ash – A promising secondary phosphorus source for fertilizer production. *Sci. Total Environ.* 542, 1136–1143. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.059>
- Hornweg D., Bhada-Tata P., Kennedy C., 2013. Environment: waste production must peak this century *Nature*, 502, 615–617. <https://doi.org/10.1038/502615a>
- Jama-Rodzeńska, A., Sowiński J., Koziel J.B.A., 2021. Phosphorus recovery from sewage sludge ash based on cradle-to-cradle approach – mini-review. *Minerals* 11(985). <https://doi.org/10.3390/min11090985>
- Johnston A.E., Richards I.R., 2003. Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. *Soil Use Manag.* 19(1), 45–49. <https://doi.org/10.1079/SUM2002162>
- Kacprzak M., Neczaj E., Fijałkowski K., Grobelak A., Grosser A., Worwag M., Rorat A., Brattebo H., Almås Å., Singh B.R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environ. Res.* 156, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>
- Krüger O., Adam C., 2014. Recovery potential of German sewage sludge ash. *Waste Manag.* 45, 400–406. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.025>
- Latifian M., Liu J., Mattiassona B., 2012. Struvite-based fertilizer and its physical and chemical properties. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 33(22–24), 2691–2697. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.676073>
- Li B., Boiarkina I., Yu W., Huang H.M., Munir T., Wang G.Q., Young B.R., 2019. Phosphorus recovery through struvite crystallization: Challenges for future design. *Sci. Total Environ.* 648, 1244–1256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.166>
- MacDonald G.K., Bennett E.M., Potter P.A., Ramankutty N., 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108(7), 3086–3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>
- Massey M.S., Davis J.G., Ippolito J.A., Sheffield R.E., 2009. Effectiveness of recovered phosphate as fertilizers in neutral and slightly alkaline soils. *Agron.* 101, 323–329.
- Morse G.K., Brett S.W., Guy J.A., Lester J.N., 1998. Review: Phosphorus removal and recovery technologies. *Sci Total Environ.* 212, 69–89.

- Nguyen N.K., Chaudhary D.K., Dahal R.H., Trinh N.H., Kim J., Chang S.W., Hong Y., La D.D., Nguyen X.C., Ngo H.H., Chung W.J., Nguyen D.D., 2021. Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge, *Fuel* 285(1).
- Peng L., Dai H., Wu Y., Peng Y., Lu X., 2018. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. *Chemosphere* 197, 768–781. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.098>.
- Plaza C., Sanz R., Clemente C., Fernández J.M., González R., Polo A., Colmenarejo M.F., 2007. Greenhouse evaluation of struvite and sludges from municipal wastewater treatment works as phosphorus sources for plants. *J. Agric. Food Chem.* 55(20), 8206–8212. <https://doi.org/10.1021/jf071563y>
- Rahman M.M., Salleh M.A.M., Rashid U., Ahsan A., Hossain M.M., Ra C.S., 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. *Arab. J. Chem.* 7, 139–155.
- Reza A., Shim S., Kim S., Ahmed N., Won S., Ra C., 2019. Nutrient leaching loss of pre-treated struvite and its application in Sudan grass cultivation as an eco-friendly and sustainable fertilizer source. *Sustainability* 11(15), 4204. <https://doi.org/10.3390/su11154204>
- Rhyner C.R., Schwartz L.J., Wenger R.B., Kohrell M.G., 1995. Waste generation. W: C.R. Rhyner, L.J. Schwartz, R.B. Wenger, M.G. Kohrell, Waste management and resource recovery. Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9780203734278>
- Ricardo G.P., López-de-Sá E.G., Plaza C., 2009. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience* 44, 2. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.44.2.426>
- Rittl T., Krogstad T., Eikås S., Saltnes T., Sørensen G., Glestad H.E., Løes A., 2019. Effects of struvite application on soil and plants: a short-term field study. *Norsk Rep.* 4(10), <https://orgprints.org/id/eprint/36472/1/NORS%C3%98K%20RAPPORT%2010%20struvitt%20FINAL%20Sept%205%202019%20trykk.pdf>
- Ronteltap M., Maurer M., Gujer W., 2007. Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine. *Water Res.* 41(5), 977–984. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.046>
- Roy E.D., 2017. Phosphorus recovery and recycling with ecological engineering: A review. *Ecol. Eng.* 98, 213–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.076>
- Scholz R.W., Ulrich A.E., Eilittä M., Roy A., 2013. Sustainable use of phosphorus: A finite resource. *Sci. Total Environ.* 461–462, 799–803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.043>
- Sengupta S., Nawaz T., Beaudry J., 2015. Nitrogen and phosphorus recovery from wastewater. *Curr. Pollut. Reports* 1(3), 155–166.
- Shu L., Schneider P., Jegatheesan V., Johnson J., 2006. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresour. Technol.* 97(17), 2211–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005>
- Siciliano A., 2016. Assessment of fertilizer potential of the struvite produced from the treatment of methanogenic landfill leachate using low-cost reagents. *Environ Sci Pollut Res.* 23(6), 5949–5959. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5846-z>
- Smol M., Kulczycka J., Kowalski Z., 2016. Sewage sludge ash (SSA) from large and small incineration plants as a potential source of phosphorus – Polish case study. *J. Environ. Manag.* 184(Pt 3), 617–628. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.035>
- Spanoghe J., Grunert O., Wambacq E., Sakarika M., Papini G., Alloul A., Spiller M., Derycke V., Stragier L., Verstraete H., Fauconnier K., Verstraete W., Haesaert G., Vlaeminck S.E., 2020. Storage, fertilization and cost properties highlight the potential of dried microbial biomass as organic fertilizer. *Microb Biotechnol.* 13(5), 1377–1389. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13554>
- Szymańska M., Sosulski T., Bożętka A., Dawidowicz U., Wąs A., Szara E., Malak-Rawlikowska A., Sulewski P., van Pruissen G.W.P., Cornelissen R.L., 2020. Evaluating the struvite recovered

- from anaerobic digestate in a farm bio-refinery as a slow-release fertiliser. *Energies* 13(20), 5342. <https://doi.org/10.3390/en13205342>
- Szymańska M., Szara E., Wąs A., Sosulski T., van Pruissen G.W.P., Cornelissen R.L., 2019. Struvite – an innovative fertilizer from anaerobic digestate produced in a bio-refinery. *Energies* 12(2), 296. <https://doi.org/10.3390/en12020296>
- Talboys P.J., Heppell J., Roose T., Healey J.R., Jones D.L., Withers P.J.A., 2016. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant Soil*. 401, 109–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2747-3>.
- Teah H.Y., Onuki M., 2017. Support phosphorus recycling policy with social life cycle assessment: A case of Japan. *Sustainability* 9, 1223. <https://doi.org/10.3390/su9071223>
- Tytła M., 2019. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland – case study. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16(13), 2430. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132430>
- UND – United Nations Department of Economic and Social Affairs Population Division, 2017., *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables, ESA/P/WP/248*.
- Uysal A., Yilmazel Y.D., Demirel G.N., 2010. The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. *J. Hazard Mater.* 181(1–3), 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.004>
- Wen G., Huang L., Zhang X., Hu Z., 2019. Uptake of nutrients and heavy metals in struvite recovered from a mixed wastewater of human urine and municipal sewage by two vegetables in calcareous soil. *Environ. Technol. Innov.* 15(2).
- Withers P.J.A., Forber K.G., Lyon C., Rothwell S., Doody D.G., Jarvie H.P., Martin-Ortega J., Jacobs B., Cordell D., Patton M., Camargo-Valero M.A., Cassidy R., 2020. Towards resolving the phosphorus chaos created by food systems. *Ambio* 49, 1076–1089. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01255-1>
- Zeng C., Zhang C., Zeng J., Luo H., Tian D., Zhang H., Long F., Xu Y., 2015. Noises-induced regime shifts and -enhanced stability under a model of lake approaching eutrophication. *Ecol. Complex.*

**Źródło finansowania:** Badanie APC/ BPC było finansowane/ współfinansowane przez Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu oraz przez Narodowe Centrum Nauki DEC-2022/ 06/ X/ ST10/ 00047.

**Summary.** Phosphorus is an essential but limited in occurrence element of great importance for all living organisms, including plants. The world's phosphate deposits used for the production of phosphate fertilizers are rapidly depleting, hence this element was placed on the so-called list of critical raw materials. Agriculture and horticulture are highly dependent on the use of phosphate fertilizers to maintain the production of high quality food and feed. The demand for phosphorus as a fertilizer is projected to increase as the world population grows from the current 7.2 billion to 9.6 billion in 2050. Hence, alternative sources of it should be sought. Potential sources of phosphorus are different kinds of waste, e.g. sewage sludge or ashes produced as a result of their combustion. Direct use of sewage sludge in agriculture and its storage is currently being replaced by thermal utilization or recovery of nutrients. Thanks to the use of circular economy, sewage sludge as a potentially hazardous waste, which is also rich in phosphorus, is transformed into a finished product and returned to the environment in the form of fertilizers. The product of phosphorus recovery from sewage sludge is, among others, struvite, which can be successfully used in agriculture. A priority of EU economic policy is the production of fertilizers in a sustainable manner, which will be met, for example, by the production of struvite. Struvite contains not only phosphorus, but also nitrogen and magnesium in its composition. The amount of phosphorus and magnesium that can be introduced to

the soil with struvite is higher than that of typical mineral fertilizers. In turn, the amount of nitrogen is lower than in typical fertilizers (about 5% N) and very low in the case of potassium. Therefore, it is recommended to use struvite in combination with conventional fertilizers for optimal balance of individual macronutrients. Struvite is considered an effective slow-release nutrient fertilizer that can be successfully applied to agricultural, vegetable and ornamental crops. Low salinity index, limited leaching of nutrients and high quality of the fertilizer resulting from low content of heavy metals make struvite an environmentally friendly fertilizer. Struvite as a soil fertiliser does not increase the content of heavy metals in plants and soil. The application of struvite positively affects the yields of many crop species. Preliminary studies on its use in crop production even indicate higher efficacy compared to typical water-soluble phosphorus fertilizers. Therefore, future research on struvite should focus on optimizing the production and use of sludge-based fertilizers for fertilizing various agricultural, horticultural and fruit crops.

**Key words:** struvite, sewage sludge, phosphorus, yield, chemical composition

Otrzymano/Received: 11.05.2022

Zaakceptowano/Accepted: 29.06.2022