

Andrzej Borkowski<sup>1</sup>, Paweł Rydelek<sup>1</sup>, Mateusz Szala<sup>2</sup>

## CHARAKTERYSTYKA PROCESU ADSORPCJI AZOTETRAZOLANU W GRUNTACH ORGANICZNYCH NA PRZYKŁADZIE TORFU

**Streszczenie.** W prezentowanej pracy przedstawiono wyniki badań dotyczących procesu adsorpcji azotetrazolanu w gruntach organicznych. Sole azotetrazolu są przykładem heterocyklicznych związków organicznych, w których zawartość azotu w cząsteczce przekracza 80% masowych. Z tego względu, oraz z uwagi na wysoką stabilność termiczną, azotetrazole i ich sole są obecnie intensywnie badaną grupą związków wysokoenergetycznych o potencjalnie szerokich zastosowaniach zarówno w technice cywilnej jak i wojskowej. Nie mniej istotnym aspektem zainteresowań tymi związkami są zagadnienia związane z procesami migracji i kumulacji w środowisku naturalnym. Wyniki przeprowadzonych oznaczeń wskazują na względnie słabą adsorpcję azotetrazolanu w badanych gruntach organicznych. Maksymalne pokrycie powierzchni adsorbentu (torfu) monomolekularną warstwą azotetrazolanu wg modelu Langmuira wyniosło  $0,016 \text{ mol kg}^{-1}$ , podczas gdy adsorpcja na węglu aktywnym (Merck) wyniosła  $0,23 \text{ mol kg}^{-1}$ . Niska wartość maksymalnej ilości azotetrazolanu, jaką mogły zaadsorbować badane grunty może wiązać się z dysocjacją azotetrazolanu amonu w roztworze wodnym, czego efektem jest powstanie anionu azotetrazolanowego. Ujemne naładowanie tego jonu może być jedną z przyczyn utrudnionej adsorpcji tego związku do powierzchni cząstek glebowych.

**Słowa kluczowe:** azotetrazolany, grunty organiczne, izotermy adsorpcji, torf.

### WSTĘP

Adsorpcja na cząstkach glebowych odgrywa bardzo ważną rolę w procesach migracji i akumulacji wielu związków organicznych i z tego względu jest dziedziną intensywnie badaną zwłaszcza w odniesieniu do substancji o właściwościach toksycznych. Szczególnie często bada się w tym zakresie adsorpcję metali ciężkich oraz pestycydów i produktów ropopochodnych [Chafetz i wsp., 2000; Ho, 2006; Sharma i wsp., 2011; Singh i wsp., 2011], a także wielu barwników, których adsorpcja może być parametrem charakteryzującym powierzchnię cząstek badanego gruntu. Nie mniej istotnym aspektem zagadnienia jest także możliwość zastosowania torfów jako tanich i względnie efektywnych adsorbentów, szczególnie w procesach wspomagających

---

<sup>1</sup> Katedra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych, Wydział Geologii, Uniwersytet Warszawski, ul. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa. a.borkowski@uw.edu.pl

<sup>2</sup> Zakład Materiałów Wybuchowych, Wydział Nowych Technologii i Chemii, Wojskowa Akademia Techniczna, ul. Kaliskiego 2, 00-908 Warszawa

technologii oczyszczania ścieków, środowiska wodno-gruntowego czy też w bioremediacji terenów skażonych.

Pośród wielu związków, jakie badano pod kątem adsorpcji na glebach organicznych i ich składnikach mineralnych daje się zauważyć znikoma ilość związków heterocyklicznych, a przecież należy pamiętać, że wśród tego typu substancji występuje wiele materiałów, których stosowanie może wiązać się ze znacznym skażeniem środowiska wodno-gruntowego. Klasycznym przykładem są tutaj materiały wysokoenergetyczne oparte o wysokoazotowe związki heterocykliczne znajdujące zastosowanie w technice cywilnej i wojskowej. Intensywnie badaną grupą nowoczesnych materiałów wybuchowych są pochodne tetrazolu, wśród których szczególnie dużo uwagi poświęca się solom azototetrazolu ze względu na zawartość azotu w cząsteczce przekraczającą 80% masowych oraz dobrą stabilność termiczną [Hiskey i wsp., 1998]. Należy nadmienić, że wiele heterocyklicznych związków azotowych wykazuje także właściwości niebojętne dla stanu środowiska glebowego [McCarty i Bremner, 1989]. Obecnie wiadomo już, że część związków heterocyklicznych może znacząco modyfikować aktywność biochemiczną w glebie, czego klasycznym przykładem jest dimetylopirazol hamujący aktywność bakterii nitryfikacyjnych [Zerulla i wsp., 2001]. Oddziaływanie tego typu związków na środowisko glebowe będzie zależeć również od ich właściwości fizykochemicznych, takich jak rozpuszczalność w wodzie, charakter chemiczny jonów, z którymi dany związek może tworzyć sole, podatność na biodegradację, czy wreszcie adsorpcja do cząstek glebowych. To ostatnie zagadnienie jest przedmiotem prezentowanych badań i wydaje się mieć bardzo istotne znaczenie przy ocenie zarówno możliwości migracji badanego związków w konkretnych typach gleb jak i zastosowaniu różnych sorbentów w technologiach oczyszczania ścieków.

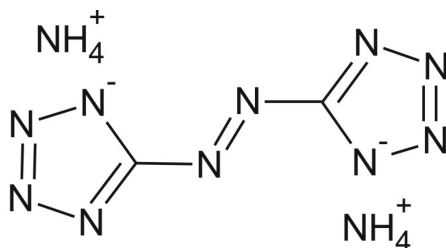
## MATERIAŁY I METODY

### Adsorbat

Syntezę soli diamonowej azototetrazolu (rys. 1) prowadzono wg zmodyfikowanej procedury podanej przez Hiskey i wsp. [1998]. W reaktorze o objętości 600 cm<sup>3</sup> zaopatrzonym w wydajne mieszadło mechaniczne, termoparę i chłodnicę zwrotną umieszczono 300 g wody amoniakalnej i 20 g soli sodowej azototetrazolu. Po ogrzaniu roztworu do 30-35°C dodawano 15 g chlorku amonu w ciągu ok. 10 minut. Mieszanie poreakcyjną ochłodzono do temperatury otoczenia a następnie umieszczono w lodówce (2 °C) na 48h. Wytrącone kryształy odsączono i suszono w temperaturze 60 °C przez 12h. Otrzymano 17,9 g żółtych kryształów, co stanowiło 95% wydajności teoretycznej.

### Adsorbenty

Z uwagi na potencjalnie duże zdolności sorpcyjne gruntów organicznych w badaniach skupiono się na torfie. Badania adsorpcji prowadzono na próbkach pochodzących z torfowiska (typu niskiego) zlokalizowanego w miejscowości Pawłów, położonej 20



## AAZ

**Rys. 1.** Struktura chemiczna azototetrazolanu amonu  
**Fig. 1.** Chemical structure of diammonium azototetrazolate

km na zachód od miasta Chełm. Próbki do badań pobrano z dwóch poziomów: 10-20 cm (gleba torfowo-murszowa (Mt) wykształcona z torfu szuwarowego) i 80-90 cm (torf szuwarowy o stopniu rozkładu R1). Podstawową charakterystykę fizykochemiczną próbek przedstawiono w tabeli 1. W ramach oznaczeń adsorpcji wykorzystano także węgiel aktywny (Merck) jako przykład powszechnie stosowanego sorbentu w technologiach oczyszczania wody z rozpuszczalnych związków organicznych. Zastosowany węgiel charakteryzował się uziarnieniem wielkości 0,3 – 0,5 mm oraz powierzchnią właściwą (wyznaczoną metodą BET opisaną poniżej) na poziomie 765 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>.

W ramach badań wykonano oznaczenie powierzchni właściwej metodą BET próbek gruntu użytych w procesie adsorpcji oraz dla porównania wyznaczono także powierzchnię właściwą węgla aktywnego. Badanie te wykonane zostało na urządzeniu do pomiaru powierzchni właściwej i porowatości ASAP 2020 (Micromeritics). Badania powierzchni właściwej realizowane były w temperaturze ciekłego azotu (-195,8°C). Jako adsorbentu użyto azotu o czystości 6.0.

### Adsorpcja

Proces adsorpcji realizowano według następującego schematu: do naczynia o pojemności 100 mL wprowadzano próbkę badanego gruntu o masie 0,5 g, lub węgla aktywnego o masie 0,1 g następnie dodawano 10 lub 20 ml roztworu azototetrazolanu

**Tabela 1.** Parametry fizykochemiczne badanych adsorbentów  
**Table 1.** Physicochemical parameters of studied adsorbents

Głębokość pobrania próbki [cm]	Wilgotność [%]	Popielność A <sub>c</sub> [%]	pH		Ogólny węgiel organiczny [%]	CaCO <sub>3</sub> %	Powierzchnia właściwa [m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> ]
			H <sub>2</sub> O	KCl			
Gleba 10–20	206,5	33,6	7,28	6,98	14,2	9,9	0,56
Torf 80–90	620,5	11,0	6,50	6,01	20,6	3,3	0,46

amonu w zakresie stężeń początkowych 100 – 2000 mg l<sup>-1</sup>. Adsorpcję prowadzono przy pH = 6.5 posługując się roztworami HCl lub NaOH w celu doprowadzenia do żądanej wartości pH. Naczynia szczelnie zamykano i następnie wytrząsano przez 45 min, po czym odstawiano na 10 h w celu osiągnięcia stanu równowagi. Po tym czasie z naczyń pobierano 2 mL roztworu i wprowadzano do probówek wirówkowych, po czym całość wirowano przy 10 000 rpm przez 2 min. Po wykonaniu całej procedury badano spektrofotometrycznie stężenie azotetrazolanu w roztworze przed dodaniem adsorbentu (stężenie początkowe C<sub>0</sub>) oraz po procesie adsorpcji (stężenie równowagowe C<sub>eq</sub>). Oznaczenie to realizowano na podstawie wykreślonej prostoliniowej zależności absorbancji roztworu azotetrazolanu od stężenia. Zależność tą wyznaczono na spektrofotometrze (Thermo Scientific) przy długości fali 425 nm.

W badaniach nad adsorpcją zastosowano sól amonową azotetrazolu (AAZ), ale z uwagi na to, że w zakresie zastosowanych stężeń AAZ całkowicie dysocjuje, absorbancja w roztworze wodnym AAZ związana jest z obecnością w roztworze barwnego anionu azotetrazolanowego. Układ eksperymentalny wykonano w temperaturze 25°C w trzykrotnym powtórzeniu. Ilość zaadsorbowanej substancji (n) wyznaczono z różnicy pomiędzy stężeniem początkowym a końcowym (równowagowym) wg wzoru:

$$n = \frac{(C_0 - C_{eq}) \cdot V}{w} \quad (1)$$

gdzie: n – ilość substancji zaadsorbowanej [mol kg<sup>-1</sup>], C<sub>0</sub> – stężenie początkowe [mol L<sup>-1</sup>], C<sub>eq</sub> – stężenie równowagowe [mol L<sup>-1</sup>], V – objętość roztworu w której prowadzono proces [L], w – masa adsorbentu [kg].

W badaniach wykorzystano dwa modele adsorpcji: model Langmuira oraz model Freundlicha. Równanie izotermy Langmuira wygląda następująco:

$$n = \frac{A_m \cdot K_L \cdot C_{eq}}{1 + K_L \cdot C_{eq}} \quad (2)$$

gdzie: n – ilość substancji zaadsorbowanej [mol kg<sup>-1</sup>], A<sub>m</sub> – maksymalna ilość substancji potrzebnej do pokrycia powierzchni adsorbentu warstwą monomolekularną według modelu Langmuira [mol kg<sup>-1</sup>], K<sub>L</sub> – stała Langmuira, C<sub>eq</sub> – stężenie równowagowe adsorbentu [mol kg<sup>-1</sup>].

Równanie izotermy Freundlicha jest następujące:

$$n = K_F \cdot C_{eq}^b \quad (3)$$

gdzie: K<sub>F</sub> – stała charakterystyczna dla danego układu, b – parametr przyjmujący wartości w przedziale <0;1>, zaś n oraz C<sub>eq</sub> mają znaczenie jak przy modelu Langmuira.

W celu dostosowania modelu Langmuira do danych eksperymentalnych wykorzystano arkusz statystyczny STATISTICA wykorzystujący metodę najmniejszych

kwadratów dla modeli nieliniowych, natomiast przy modelu Freundlicha wykorzystano zlinearyzowaną postać izotermę:

$$\log n = b \cdot \log C_{eq} + \log K_F \quad (4)$$

Stałą równowagi  $K_{ads}$  scharakteryzowano w tej pracy jako pochodną funkcji opisującej izotermę wg Langmuira przy stężeniu równowagowym  $C_{eq}=0$ , wykreślając zależność ilości substancji zaadsorbowanej ( $n$  [mol kg<sup>-1</sup>]) od stężenia równowagowego ( $C_{eq}$  [mol kg<sup>-1</sup>]). Tak otrzymana stała równowagi jest w istocie stałą podziału charakterystyczną dla równowagi adsorpcji i desorpcji adsorbatu przy danej temperaturze i może być użyta do wyznaczenia wielkości termodynamicznych charakteryzujących proces adsorpcji przy niskich stężeniach adsorbatu [Chowdhury i wsp., 2011]. Podejście to zakłada także, że w początkowym odcinku izotermę Langmuira dla niskich wartości stężeń równowagowych przebieg zależności można uznać za liniowy.

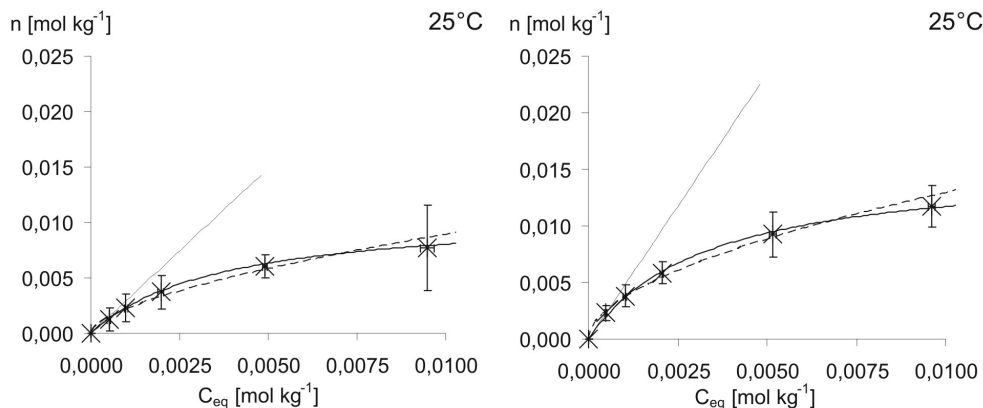
Standardową entalpię swobodną adsorpcji wyznaczono wykorzystując równanie [Ferreiro and Bussetti, 2007]:

$$\Delta G_{ads}^0 = -R \cdot T \cdot \ln K_{ads} \quad (5)$$

gdzie:  $R$  – stała gazowa (8.314 J mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>),  $T$  – temperatura wyrażona w stopniach Kelwina.

## WYNIKI I DYSKUSJA

Wykreślając zależność ilości zaadsorbowanego azotetrazolanu (mol kg<sup>-1</sup>) od jego stężenia równowagowego w roztworze (mol kg<sup>-1</sup>) otrzymuje się izotermę opisującą ilościowo pokrycie adsorbentu (rys. 2). Zastosowane w prezentowanych badaniach modele Langmuira i Freundlicha dobrze opisały tę zależność, o czym świadczą wysokie wartości współczynnika korelacji na poziomie 0.98 – 0.99 dla obu modeli zastosowanych przy adsorpcji azotetrazolanu na próbkach torfu. Maksymalne pokrycie ( $A_m$ ) torfu z poziomu 80 – 90 cm warstwą monomolekularną azotetrazolanu wg modelu Langmuira wyniosło 0,016 mol kg<sup>-1</sup>, natomiast stała równowagi adsorpcji została wyznaczona na poziomie 4,7, natomiast dla torfu z poziomu 10 – 20 cm wartości tych parametrów były mniejsze:  $A_m = 0,011$  mol kg<sup>-1</sup>,  $K_{ads} = 3,0$ , wskazując na mniejszą adsorpcję azotetrazolanu (tab. 2). Niezależnie jednak od zastosowanego adsorbentu można stwierdzić, że adsorpcja w badanych gruntach jest niewielka. Wyjaśnienie tego faktu powinno uwzględniać charakter chemiczny azotetrazolanu w roztworze wodnym. W prezentowanych badaniach zastosowano azotetrazolan amonu, który w zakresie stosowanych stężeń dysocjuje całkowicie. W efekcie tego procesu w roztworze wodnym obecne są jony azotetrazolu obdarzone ładunkiem ujemnym, co wraz z dobrą rozpuszczalnością samego azotetrazolanu, może być zasadniczą przyczyną słabej adsorpcji w badanych gruntach. Wiadomo bowiem, że w glebach klimatu umiarkowanego obecny w nich kompleks sorpcyjny warunkuje przede wszystkim



**Rys. 2.** Izotermy adsorpcji azotetrazolanu na glebie z poziomu 10 – 20 cm (na lewo) oraz na torfie z poziomu 80 – 90 cm (na prawo). Symbole reprezentują dane eksperymentalne, linią krzywą ciągłą opisano przebieg zależności wg modelu Langmuira, linią przerywaną wg modelu Freundlicha. Linia prosta reprezentuje styczną do funkcji modelu Langmuira w  $C_{eq} = 0$ . Zaznaczono odchylenie standardowe

**Fig. 2.** Isotherms of adsorption of azotetrazolate on soil 0 – 20 cm – left, and on peat 80 – 90 cm – right. Symbols represent experimental data, solid curve line – Langmuir model, dashed curve line – Freundlich model, solid straight line is a tangent to Langmuir function in  $C_{eq} = 0$ . Standard deviation has been marked

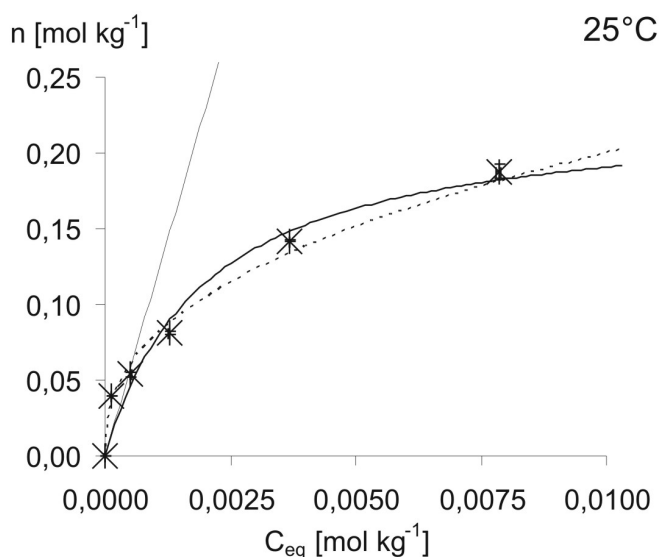
**Tabela 2.** Parametry charakteryzujące proces adsorpcji azotetrazolanu wg modelu Langmuira i Freundlicha oraz stała równowagi adsorpcji i zmiana standardowej entalpii swobodnej adsorpcji azotetrazolanu na badanych adsorbentach

**Table 2.** Parameters of adsorption of azotetrazolate on investigated adsorbents according to Langmuir and Freundlich models, equilibrium constant of adsorption and standard Gibbs free energy of adsorption

Adsorbenty	model Langmuira			model Freundlicha			$K_{ads}$	$\Delta G^0_{ads}$ [kJ mol <sup>-1</sup> ]
	$A_m$ [mol kg <sup>-1</sup> ]	$K_L$	$r$	$K_F$	$b$	$r$		
Gleba (10–20 cm)	0,011	271	0,99	0,15	0,61	0,98	3,0	-2,7
Torf (80–90 cm)	0,016	301	0,99	0,16	0,55	0,99	4,7	-3,8
Węgiel aktywny	0,23	501	0,99	1,27	0,40	0,98	114	-11,7

dobrą wymianę kationową, natomiast adsorpcja anionów jest zazwyczaj znikoma [Bednarek i wsp., 2004]. Dodatkowo stwierdza się istnienie korelacji pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi takimi jak hydrofobowość i rozpuszczalność w wodzie a samą adsorpcją, co ilościowo zostało ujęte w pracy Wen i wsp. [2012]. Warto także dodać, że powierzchnia właściwa zastosowanych adsorbentów badana

metodą BET oznaczona została na poziomie  $0,56 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  (torf 10 – 20 cm) oraz  $0,46 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  (torf 80 – 90 cm), co jest wartością stosunkowo nieznaczną. Dla porównania wykonano także badania adsorpcji azotetrazolanu na węglu aktywnym (rys.3), dla którego powierzchnię właściwą wyznaczono na poziomie  $765 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ . W tym przypadku wartość stałej  $K_{\text{ads}} = 114$ , natomiast wartość parametru  $A_m$  wyniosła  $0,23 \text{ mol kg}^{-1}$ , czyli o rząd wielkości więcej niż w przypadku torfu. W badaniach tych uzyskano także dobre wartości współczynników korelacji dla modelu Langmuira i Freundlicha (tabela 2). Dla wszystkich zastosowanych adsorbentów wyznaczono wartość zmiany standardowej entalpii swobodnej adsorpcji (tabela 2) na poziomie  $-2,7 \text{ kJ mol}^{-1}$ ,  $-3,8 \text{ kJ mol}^{-1}$  i  $-11,7 \text{ kJ mol}^{-1}$  odpowiednio dla torfu z poziomu 10 – 20 cm, torfu z poziomu 80 – 90 cm i węgla aktywnego. Otrzymane wyniki wskazują na uprzywilejowanie termodynamiczne badanego procesu adsorpcji w temperaturze  $25^\circ\text{C}$  i z racji powiązania matematycznego ze stałą adsorpcji  $K_{\text{ads}}$  są skorelowane z samą wielkością adsorpcji przyjmując największe wartości dla węgla aktywnego. Taki stan rzeczy jest typowy dla adsorpcji z roztworów wodnych na powierzchniach stałych, dla których stwierdza się samorzutność procesu w danym układzie [Chowdhury i wsp., 2011; Singh i wsp., 2011].



**Rys. 3.** Izotermi adsorpcji azotetrazolanu na węglu aktywnym. Symbole reprezentują dane eksperymentalne, linią krzywą ciągłą opisano przebieg zależności wg modelu Langmuira, linią przerywaną wg modelu Freundlicha. Linia prosta reprezentuje styczną do funkcji modelu Langmuira w  $C_{\text{eq}}=0$ . Zaznaczono odchylenie standardowe

**Fig. 3.** Isotherms of adsorption of azotetrazolate on activated carbon. Symbols represent experimental data, solid curve line – Langmuir model, dashed curve line – Freundlich model, solid straight line is a tangent to Langmuir function in  $C_{\text{eq}}=0$ . Standard deviation has been marked



## PODSUMOWANIE

Wykonane badania pozwalają na stwierdzenie, że adsorpcja azototrazolanu na powierzchni cząstek torfu przebiegała stosunkowo mało wydajnie, o czym świadczą mogą uzyskane parametry charakteryzujące proces. Wyznaczone wielkości fizyczne, co prawda wskazują na zachodzenie adsorpcji na obu użytych adsorbentach, jednak można przypuszczać, że z uwagi na ujemny ładunek azototrazolanu w roztworze wodnym w wyniku dysocjacji elektrolitycznej, proces ten jest ograniczony. Zdecydowanie wydajniej proces adsorpcji azototrazolanu przebiegał na powierzchni węgla aktywnego, wartość parametru  $A_m$  obrazującego maksymalne pokrycie powierzchni adsorbentu warstwą monomolekularną wg modelu Langmuira, była 14 razy większa niż w przypadku torfu. Wykazano, że otrzymane izotermy adsorpcji badanego związku na wszystkich użytych adsorbentach były bardzo dobrze opisywane zarówno modelem Langmuira jak i Freundlicha, co zostało potwierdzone otrzymanymi wysokimi wartościami współczynników korelacji na poziomie 0,98 – 0,99.

Praca badawcza finansowana ze środków na naukę MNiSW w latach 2011-2012 jako projekt badawczy WTC WAT nr 08-984 oraz UW DSM 100600/14.

## LITERATURA

- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojka U., Prusinkiewicz Z. 2004. Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 186–187.
- Chefetz B., Deshmukh A.P., Hatcher P.G. 2000. Pyrene sorption by natural organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34: 2925–2930.
- Chowdhury S., Mishra R., Saha P., Kushwaha P. 2011. Adsorption thermodynamics, kinetics and isosteric heat of adsorption of malachite green onto chemically modified rice husk. *Desalination* 265: 159–168.
- Ferreiro E.A., Bussetti S.G. 2007. Thermodynamic parameters of adsorption of 1,10-phenanthroline and 2,2'-bipyridyl on hematite, kaolinite and montmorillonites. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 301: 117–128.
- Ho Y-S. 2006. Isotherms for the sorption of lead onto peat: comparison of linear and non-linear methods. *Polish Journal of Environmental Studies* 15(1): 81–86.
- Hiskey M., Goldman N., Stine J. 1988. High-nitrogen energetic materials derived from azotetrazolate. *J. Energ. Mater.* 16, s.119.
- McCarty G.W., Bremner J.M. 1989. Inhibition of nitrification in soil by heterocyclic nitrogen compounds. *Biol Fertil Soils* 8: 204–211.
- Sharma D.K., Sharma R.K., Sharma N., Gupta A. 2010. Development and validation of spectrophotometric method for soil adsorption study of malathion on three Indian soils. *Toxicological & Environmental Chemistry* 92(10): 1831–1840.
- Singh R.P., Singh S., Srivastava G. 2011. Adsorption thermodynamic of Carbaryl onto four texturally different Indian soil. *Adsorption Science & Technology* 29(3): 277–288.
- Wen Y., Su L.M., Qin W.C., Fu L., He J., Zhao Y.H. 2012. Linear and non-linear relationship between soil sorption and hydrophobicity: Model, validation and influencing factors. *Chemosphere* 86: 634–640.



Zerulla W., Barth T., Dressel J., Erhardt K., Horchler von Locquwngnien K., Pasda G., Radle M., Wissemeier A.H. 2001. 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. *Biol Fertil Soils* 34: 79–84.

### **CHARACTERISTIC OF ADSORPTION OF AZOTETRAZOLATE ON ORGANIC SOIL (PEAT)**

**Summary.** The paper presents results of studies on the adsorption of azotetrazolate on organic soil. Azotetrazolate salts are examples of heterocyclic organic compounds, in which the nitrogen content in the molecule exceeds 80% by mass. Therefore, and due to the high thermal stability, azotetrazole and their salts are now intensively studied group of compounds with potentially broad applications in both civil engineering and the military, which may potentially be connected with environmental contamination of ground water. The results of presented studies indicate a relatively weak adsorption of azotetrazolate on the investigated organic soils. The low value of the maximum amount of adsorption of azotetrazolate probably is involved with the dissociation of ammonium azotetrazolate in aqueous solution, resulting in the formation of the azotetrazolate anion. The negative charge of this ion may be one reason more difficult adsorption of this compound on the surface of soil particles.

**Key words:** adsorption isotherms, azotetrazolate, organic soil, peat.