

DOROTA KULIKOWSKA, PIOTR SUŁEK*

USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH
Z ODCIEKÓW SKŁADOWISKOWYCH METODĄ
ADSORPCJI NA PYLISTYM WĘGLU AKTYWNYM
CZEŚĆ I. EFEKTYWNOŚĆ PROCESU

REMOVAL OF ORGANIC LEACHATE POLLUTANTS BY
ACTIVATED CARBON ADSORPTION
PART I. PROCESS EFFICIENCY

Streszczenie

W niniejszym artykule badano efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków składowiskowych metodą adsorpcji na pylistym węglu aktywnym Norit SX2. Ocieki pochodziły z wysypiska ustabilizowanego, o czym świadczą wysoki odczyn (8,34) oraz niska zawartość związków organicznych wyrażonych ChZT (1007 mg/dm³), BZT₅ (108 mg/dm³) i OWO (300 mg/dm³). Indeks zawartości substancji humusowych mierzony na podstawie absorbancji przy długości fali $\lambda = 254$ nm i $\lambda = 280$ nm wyniósł – odpowiednio – 10,04 i 8,0. Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych ChZT i RWO zmieniała się w zakresie odpowiednio 30,9–83,3% oraz 29,3–80,5% przy zwiększaniu dawki węgla z 2 g/dm³ do 10 g/dm³, a w przypadku substancji humusowych mieściła się w przedziale 44–85%. Wyznaczona na podstawie izotermy Langmuira maksymalna pojemność adsorpcyjna węgla Norit SX2 wynosiła 263,2 mg ChZT/g oraz 107,5 mg RWO/g.

Słowa kluczowe: ocieki składowiskowe, związki organiczne, pylisty węgiel aktywny, izoterma Langmuira

Abstract

In this study the adsorption of organic substances from municipal landfill leachate onto commercial powdered activated carbon Norit SX2 was investigated. The leachate originated from mature landfill, that was confirmed by high pH (8,34) and low concentration of organics expressed as COD (1007 mg/dm³), BOD₅ (108 mg/dm³) and DOC (300 mg/dm³). UV₂₅₄ and UV₂₈₀ as the index of humic substances concentration were 10,04 and 8,0, respectively. The efficiency of organics removal expressed as COD and DOC was in the range of 30,9–83,3% and 29,3–80,5% at the dosage changed from 2 g/dm³ to 10 g/dm³, respectively. However, in case of humic substances, was in the range from 44 to 85%. The maximum adsorption capacity of Norit SX2 appointed from Langmuir isotherm was 263,2 mg COD/g and 107,5 mg DOC/g.

Keywords: landfill leachate, organic compounds, powdered activated carbon, Langmuir isotherm

* Dr inż. Dorota Kulikowska, mgr inż. Piotr Sułek, Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

1. Wstęp

Podczas składowania odpadów na składowisku zachodzą procesy biochemicznego rozkładu, którym towarzyszą zmiany w składzie jakościowym oraz ilościowym odcieków. Produktami typowymi dla fazy kwaśnej fermentacji są kwasy lotne, alkohole oraz niskocząsteczkowe związki organiczne. Wraz z upływem czasu na składowisku rozpoczynają się przemiany substancji wielkocząsteczkowych polegające na ich częściowej degradacji, biotransformacji i humifikacji. Powstające produkty, ze względu na wielkość cząstek oraz hydrofobowość, są trudniej wymywane ze złoża składowiska niż produkty pochodzące z fazy fermentacji kwaśnej, co powoduje, że stężenie substancji organicznych w odciekach składowiskowych ulega znacznemu obniżeniu.

Jako miarę zawartości substancji organicznych w odciekach z wysypisk ustabilizowanych, oprócz ChZT, przyjmuje się wskaźnik OWO [1], a z nowszych danych literaturowych wynika, że jako miarę (indeks) zawartości substancji humusowych wykorzystuje się pomiar absorpcji przy długościach fali $\lambda = 254 \text{ nm}$ i $\lambda = 280 \text{ nm}$ [2–5].

Do oczyszczania odcieków składowiskowych stosowane są metody biologiczne, fizykochemiczne oraz łączone. Wybór metody oczyszczania w znacznej mierze zależy od podatności na biodegradację związków organicznych występujących w odciekach. Do oczyszczania odcieków pochodzących z młodych składowisk stosowane są przede wszystkim metody biologiczne. Z postępującym wiekiem składowiska, gdy w odciekach pojawiają się związki refrakcyjne, efektywność procesów biologicznych ulega znacznemu obniżeniu [6]. W takich przypadkach stosowane są metody fizykochemiczne, m.in. pogłębione utlenianie, adsorpcja, koagulacja/flokulacja czy metody membranowe.

Według wielu autorów w procesie pogłębionego utleniania nie uzyskuje się pełnej mineralizacji substancji organicznych występujących w odciekach, a chemiczna degradacja prowadzi do zmniejszenia ich ciężaru cząsteczkowego oraz prawie zawsze do zwiększenia podatności na biologiczny rozkład. Wu i inni [7] badali efektywność oczyszczania odcieków, stosując procesy pogłębionego utleniania z zastosowaniem O_3 , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ oraz O_3/UV . Stężenia związków organicznych wyrażonych ChZT i BZT₅ wynosiły – odpowiednio – 6500 i 500 mg/dm³. Utlenianie zostało poprzedzone procesem koagulacji za pomocą chlorku żelaza, co pozwoliło na obniżenie wartości ChZT do 2500 mg/dm³. Zastosowanie jako kolejnego stopnia oczyszczania procesów utleniania (przy dawce ozonu 1,2 g/dm³) spowodowało wzrost podatności na biodegradację zanieczyszczeń organicznych, wyrażający się wzrostem stosunku BZT₅/ChZT do 0,5.

Skutecznym sposobem oczyszczania odcieków są procesy membranowe, takie jak odwrócona osmoza czy nanofiltracja, które umożliwiają uzyskanie wysokiej efektywności usuwania związków organicznych. Peters [8] do usunięcia zanieczyszczeń organicznych z odcieków składowiskowych (ChZT ok. 1800 mg/dm³) zastosował dwustopniowy układ odwróconej osmozy. Proces prowadzony był w temperaturze otoczenia i przy ciśnieniu 3,6–6 MPa. Stężenie związków organicznych ChZT po pierwszym i drugim stopniu wynosiło – odpowiednio – 382 mg/dm³ i 20 mg/dm³, co odpowiadało sprawności procesu w całym układzie na poziomie 99,2%.

Poważną wadą odwróconej osmozy jest jednak powstawanie kondensatu, stanowiącego od 20 do 25% wyjściowej objętości odcieków, w którym występują wszystkie zatrzymane substancje w niezmienionej formie chemicznej.

Do usuwania z odcieków substancji organicznych o masie cząsteczkowej powyżej 1000 g/mol, czyli oczyszczania odcieków z wysypisk ustabilizowanych, stosowane są też procesy koagulacji/flokulacji. Bila i inni [9] do oczyszczania odcieków (ChZT ok. 4000 mg/dm³, BZT₅ ok. 200 mg/dm³) zastosowali koagulanty Al₂(SO₄) (650–700 mg/dm³) oraz FeCl₃ (700–950 mg/dm³) wspomagane polielektrolitami. W przypadku obu testowanych koagulantów efektywność usuwania ChZT wynosiła ok. 40%.

Z danych literaturowych wynika, że do oczyszczania odcieków stosowane są też procesy adsorpcji, w wyniku których usuwane są trudno rozkładalne zanieczyszczenia organiczne, w tym substancje humusowe oraz chlorowane węglowodory. W niniejszym artykule do usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków składowiskowych zastosowano komercyjnie dostępny węgiel pylisty Norit SX2. Określono wpływ dawki węgla aktywnego na efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych (wyrażonych ChZT i RWO) oraz substancji humusowych mierzonych na podstawie absorpcji przy długości fali $\lambda = 254$ nm i $\lambda = 280$ nm. Ponadto wyznaczono maksymalną pojemność adsorpcyjną zastosowanego węgla aktywnego.

2. Metodyka badań

2.1. Źródło i charakterystyka odcieków

Ocieki do badań pochodziły z 12-letniego wysypiska odpadów komunalnych zlokalizowanego w województwie warmińsko-mazurskim. Skład odcieków przedstawiono w tab. 2 (rozdz. 3 *Omówienie wyników badań i dyskusja*).

2.2. Charakterystyka węgla aktywnego

W artykule badano efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych metodą adsorpcji na pylistym węglu aktywnym Norit SX2, którego charakterystykę przedstawiono w tab. 1.

Tabela 1

Charakterystyka węgla pylistego Norit SX2

Parametr	Wartość
pH	ok. 7
Powierzchnia właściwa [m ² /g]	900
Liczba jodowa [mg/g]	800
Liczba metylenowa [mg/g]	150
Wilgotność [%]	10
Zawartość popiołu [%]	5

2.3. Założenia eksperymentu

Badania prowadzono w warunkach statycznych, w naczyniach reakcyjnych o pojemności czynnej 2 dm³ umieszczonych na mieszadło magnetycznym.

Badania zmierzały do określenia wpływu dawki węgla aktywnego (przetestowano 4 dawki, tj. 2, 3, 5 i 10 g/dm³) na stężenie zanieczyszczeń organicznych w odciekach oczyszczonych, efektywność procesu sorpcji oraz wyznaczenia maksymalnej pojemności adsorpcyjnej.

W celu wyznaczenia maksymalnej pojemności adsorpcyjnej do naczyń reakcyjnych o pojemności 2 dm³ odmierzano 3 g węgla Norit SX 2 oraz 1 dm³ odcieków oraz odcieków rozcieńczonych wodą wodociągową w odpowiednich proporcjach objętościowych (odcieki/woda), tj. 100/0, 90/10, 80/20, 70/30, 60/40, 50/50, 40/60, 30/70 i 20/80. Po upływie trzech godzin pobierano próby do oznaczenia zawartości zanieczyszczeń organicznych.

2.4. Metody analityczne

W odciekach surowych oznaczano:

- odczyn (pH-metr HI 8818),
- stężenie substancji organicznych BZT₅ (z użyciem OxiTop zgodnie z metodyką podaną przez firmę WTW),
- stężenie substancji organicznych metodą dwuchromianową (PN-ISO 6060:2006),
- indeks zawartości substancji humusowych na podstawie pomiarów absorbancji przy długościach fali $\lambda = 254$ i $\lambda = 280$ [4, 10],
- ogólny węgiel organiczny (OWO) oraz rozpuszczalny węgiel organiczny (RWO) (zgodnie z metodyką podaną przez firmę Shimadzu),
- azot ogólny i amonowy metodą destylacji (PN-81/C-04527),
- fosfor ogólny [11],
- suchą pozostałość ogólną, mineralną i organiczną [11],
- zawiesiny ogólne, mineralne i organiczne metoda wagową (PN-EN 872:2002(U)).

W odciekach oczyszczonych kontrolowano:

- stężenie substancji organicznych ChZT metodą dwuchromianową (PN-ISO 6060:2006),
- rozpuszczalny węgiel organiczny (RWO) (zgodnie z metodyką podaną przez firmę Shimadzu),
- indeks zawartości substancji humusowych na podstawie pomiarów absorbancji przy długościach fali $\lambda = 254$ i $\lambda = 280$ [4, 10].

2.5. Interpretacja wyników badań

Na podstawie wyników stężenia początkowego i końcowego adsorbentu (zanieczyszczenia organiczne) oraz znając masę adsorbentu (węgiel Norit SX2), wyznaczono ilość zaadsorbowanych zanieczyszczeń

$$Q = \frac{C_0 - C_e}{X} \quad (1)$$

gdzie:

- Q – ilość usuniętych zanieczyszczeń organicznych [mg/g],
- C_0 – początkowe stężenie zanieczyszczeń organicznych [mg/dm³],
- C_e – stężenie zanieczyszczeń organicznych w stanie równowagi [mg/dm³],
- X – dawka węgla aktywnego [g/dm³].

Maksymalną pojemność adsorpcyjną wyznaczono z równania Langmuira (2). W równaniu Langmuira zakłada się, że na powierzchni adsorbentu znajdują się miejsca aktywne,

w których adsorbują się cząsteczki adsorbentu. Ilość zaadsorbowanej substancji zależy od pojemności adsorpcyjnej (stała Q_{\max}) oraz powinowactwa adsorpcyjnego adsorbentu do adsorbentu (stała K_c)

$$Q = \frac{Q_{\max} \cdot K_c \cdot C_e}{1 + K_c \cdot C_e} \quad (2)$$

Wartości K_c i Q_{\max} wyznaczono ze zlinearyzowanej formy równania

$$\frac{C_e}{Q} = \frac{1}{Q_{\max} \cdot K_c} + \frac{1}{Q_{\max}} \cdot C_e \quad (3)$$

gdzie:

- Q – ilość usuniętych zanieczyszczeń organicznych [mg/g],
- Q_{\max} – maksymalna pojemność adsorpcyjna [mg/g],
- K_c – stała w równaniu Langmuira odpowiadająca odwrotności stężenia, przy którym uzyskuje się połowę maksymalnej pojemności adsorpcyjnej [dm^3/g],
- C_e – stężenie zanieczyszczeń organicznych w stanie równowagi [mg/dm^3].

3. Omówienie wyników badań i dyskusja

Uzyskane wyniki wskazują, że odcieki pochodziły z wysypiska ustabilizowanego. Świadczą o tym wysoki odczyn (8,34) oraz niska zawartość związków organicznych wyrażonych ChZT ($1007 \text{ mg}/\text{dm}^3$), BZT₅ ($108 \text{ mg}/\text{dm}^3$) i OWO ($300 \text{ mg}/\text{dm}^3$) (tab. 2).

Tabela 2

Charakterystyka odcieków ze składowiska odpadów komunalnych

Wskaźnik	Jednostka	Wartość
Odczyn	–	8,34
ChZT	mg/dm^3	1007
BZT ₅	mg/dm^3	108
BZT ₂₀	mg/dm^3	369
OWO	mg/dm^3	300
RWO	mg/dm^3	283,7
N _{og}	mg/dm^3	1015
N _{NH4}	mg/dm^3	833,7
N _{org}	mg/dm^3	35
P _{og}	mg/dm^3	26
Sucha pozostałość ogólna	mg/dm^3	7467
Sucha pozostałość min.	mg/dm^3	6345
Sucha pozostałość org.	mg/dm^3	1117
Zawiesiny ogólne	mg/dm^3	245
Zawiesiny mineralne	mg/dm^3	193
Zawiesiny organiczne	mg/dm^3	52
λ_{254}	–	10,04
λ_{280}	–	8,0

Zawarte w odciekach związki organiczne charakteryzowały się niską podatnością na biodegradację, czego potwierdzeniem są niski stosunek $BZT_5/ChZT$ wynoszący 0,11 oraz niska wartość stałej szybkości poboru tlenu $k - 0,14 d^{-1}$.

Indeks zawartości substancji humusowych mierzony na podstawie absorbancji przy długości fali $\lambda = 254$ nm i $\lambda = 280$ nm wyniósł – odpowiednio – 10,04 i 8,0.

W odciekach odnotowano wysokie stężenia azotu ogólnego ($1015 mgN_{og}/dm^3$) i amonowego ($834 mgN_{NH_4}/dm^3$). Sucha pozostałość ogólna wynosiła $7467 mg/dm^3$, z czego sucha pozostałość mineralna i organiczna stanowiły – odpowiednio – 85% i 15%.

W porównaniu ze składem odcieków pochodzących z innych wysypisk można stwierdzić, że stężenia związków organicznych w badanych odciekach mierzone wskaźnikiem BZT_5 oraz $ChZT$ było dużo niższe. Według Fan i in. [12] oraz Bila i in. [9] stężenie związków organicznych $ChZT$ w odciekach z wysypisk o podobnym czasie eksploatacji mieściło się w zakresie $3000-3500 mg/dm^3$. Podobnie Calace [13] wykazał, że stężenie związków organicznych $ChZT$ w odciekach składowiskowych wahało się w zakresie $2400-9100 mg/dm^3$ i były to wartości dużo wyższe od tych, które uzyskano w badaniach własnych.

Rivas i in. [2] podają, że w odciekach z wysypiska odpadów komunalnych we Włoszech indeks zawartości substancji humusowych mierzony na podstawie absorbancji przy długości fali 254 nm wynosił ponad 40 i była to wartość 4-krotnie wyższa od uzyskanej w badaniach własnych. Kang i in. [10] podają, że w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych wartość indeksu zawartości substancji humusowych (liczonych jako suma kwasów huminowych i fulwowych) mierzonego przy długości fali 280 nm zależała od wieku wysypiska i wynosiła 3,8 (< 5 lat), 18,1 (5–10 lat), 21 (> 10 lat), przy czym wyższe wartości indeksu odnotowano dla kwasów huminowych i wynosiły one 12,6, 11,4 i 3,0 – odpowiednio – dla składowisk istniejących powyżej 10 lat, 5–10 lat i poniżej 5 lat.

Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków składowiskowych w zależności od dawki węgla pylistego Norit SX2 przedstawiono w tab. 3.

Tabela 3

Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych w zależności od dawki węgla Norit SX2

Dawka węgla	Efektywność [%]			
	ChZT	RWO	$\lambda = 254$	$\lambda = 280$
10 g/dm ³	83,3	80,5	85,4	84,7
5 g/dm ³	54,7	55,0	67,5	64,1
3 g/dm ³	51,6	48,4	58,9	58,9
2 g/dm ³	30,9	29,3	43,8	44,6

Na podstawie uzyskanych wyników odnotowano, że efektywność procesu sorpcji zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako $ChZT$ zmieniała się w przedziale od 30,9% (dla dawki 2 g/dm³) do 83,3% (dla dawki 10 g/dm³), co odpowiadało stężeniu w odpływie na poziomie – odpowiednio – $696 mg/dm^3$ i $168 mg/dm^3$. Półtorakrotne zwiększenie dawki węgla (z 2 do 3 g/dm³) spowodowało 1,7-krotny wzrost sprawności usuwania zanieczyszczeń organicznych. Nieznaczną jedynie różnicę we wzroście sprawności (ok. 3%) zaobserwowano pomiędzy dawkami 3 a 5 g/dm³, a w przypadku najwyższych dawek, tj. 5 i 10 g/dm³, 2-krotne zwiększenie dawki spowodowało ponad 1,5-krotny wzrost efektywności procesu.

Podobne zależności zaobserwowano w przypadku rozpuszczonego węgla organicznego RWO – efektywność sorpcji zanieczyszczeń organicznych malała z 80,5% (10 g/dm³) do 29,34% (2 g/dm³), a stężenie RWO w odpływie zmieniało się od 57,5 mg/dm³ do 172,3 mg/dm³. W przypadku najniższych dawek, tj. 2 i 3 g/dm³ 1,5-krotne zwiększenie ilości węgla spowodowało 1,65-krotny wzrost sprawności. W przypadku najwyższych dawek, tj. 5 i 10 g/dm³, podwojenie dawki (z 5 do 10 g/dm³) przyczyniło się do wzrostu efektywności usuwania zanieczyszczeń organicznych o 45%.

Biorąc pod uwagę indeks zawartości substancji humusowych, wykazano, że efektywność usuwania tych zanieczyszczeń zmieniała się w przedziale od 43,8% do 85,4%. Po półtorakrotnym zwiększeniu dawki (z 2 do 3 g/dm³) uzyskano ok. 35% wzrost efektywności procesu. Analizując wyniki uzyskane z zastosowaniem najwyższych dawek, tj. 5 i 10 g/dm³, wykazano, że 2-krotne zwiększenie dawki (z 5 do 10 g/dm³) spowodowało ok. 1,3-krotny wzrost sprawności procesu.

Z danych literaturowych wynika, że efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych w dużej mierze zależy od rodzaju stosowanego adsorbentu. Kargi i Pamugoklu [14] zastosowali do usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków (ChZT 4 300 mg/dm³) dwa adsorbenty, tj. węgiel aktywny i zeolit. Autorzy wykazali, że przy dawce adsorbentu 2 g/dm³ efektywność usuwania zanieczyszczeń wynosiła 38% i 17% – odpowiednio – dla węgla aktywnego i zeolitu.

Rodriguez i inni [15] zastosowali do usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków składowiskowych (ChZT 1300 mg/dm³) cztery różne adsorbenty, tj. GAC-40, XAD-8, XAD-4 oraz IR-120 w stężeniu 30 g/dm³. Proces prowadzono przy niskim odczynie (pH = 1,5). Autorzy wykazali, że po 2-godzinym procesie adsorpcji stężenia ChZT w odciekach oczyszczonych wynosiły – odpowiednio – ok. 180, 580, 700 i 900 mg/dm³.

Analizując zależność pomiędzy dawką węgla aktywnego a efektywnością procesu sorpcji, wykazano, że w przypadku wszystkich analizowanych wskaźników zależność ta miała liniowy charakter w określonym przedziale testowanych dawek (rys. 1).

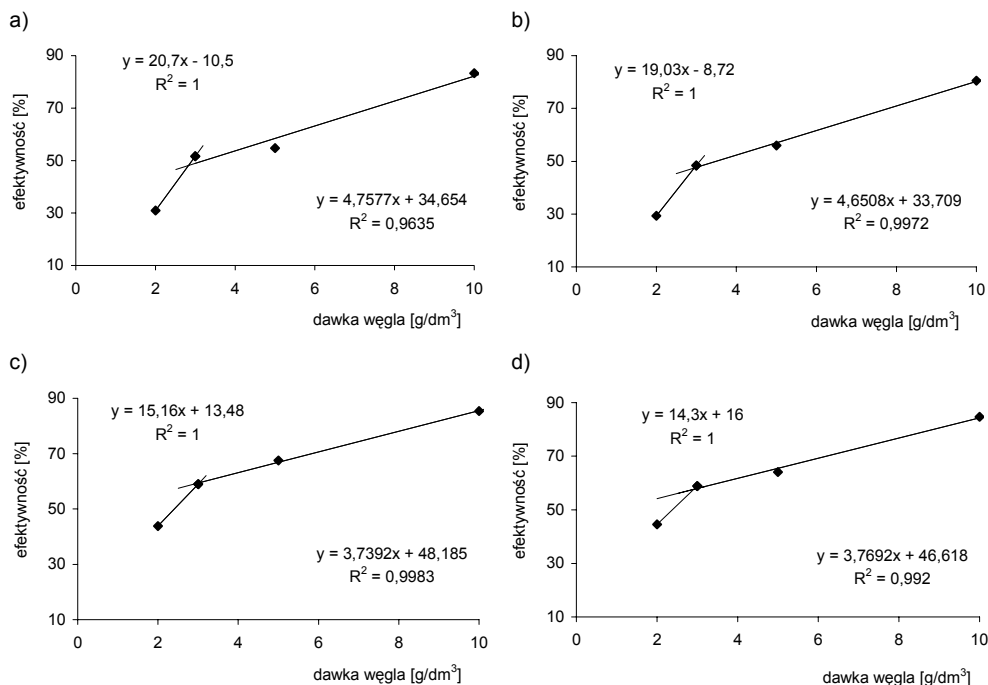
Zależność pomiędzy dawką węgla aktywnego a efektywnością usuwania zanieczyszczeń organicznych ChZT (wyniki eksperymentalne) oraz wyznaczone na jej podstawie równania prostej regresji przedstawiono na rys. 1.

Z uzyskanych danych wynika, że w zakresie dawek 2–3 g/dm³ wzrost dawki węgla aktywnego o 1 g/dm³ powodował wzrost efektywności procesu o ok. 21% i 19% w przypadku ChZT i RWO oraz o 15% w przypadku zanieczyszczeń organicznych oznaczanych na podstawie pomiaru absorbancji przy długościach fali $\lambda = 254$ nm i $\lambda = 280$ nm. W zakresie wyższych dawek, tj. od 3 do 10 g/dm³ zwiększanie dawki węgla o 1 g/dm³ spowodował ok. 4-krotnie niższy wzrost efektywności usuwania zanieczyszczeń.

Zależność efektywności procesu sorpcji od dawki stosowanego adsorbentu potwierdzają dane literaturowe. Rivas i inni [16] w wyniku sorpcji zanieczyszczeń organicznych z odcieków (ChZT 3500 mg/dm³) na węglu Norit 0,8 uzyskali w odpływie stężenie ChZT w wysokości 2170 mg/dm³ (dla dawki 5 g/dm³), 1330 mg/dm³ (dla dawki 15 g/dm³) oraz 525 mg/dm³ (dla dawki 30 g/dm³).

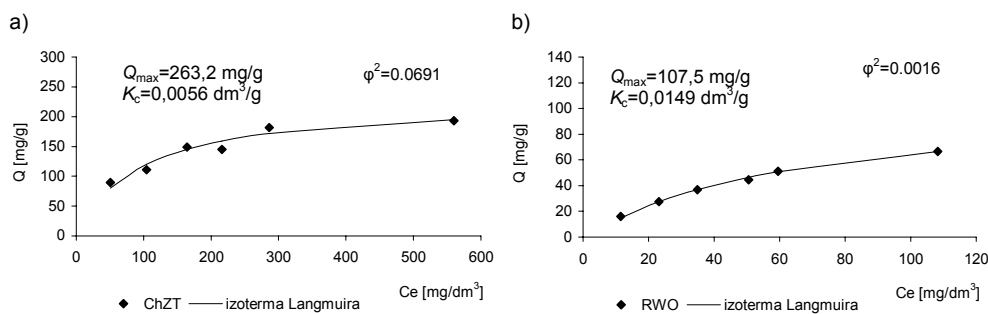
Jednym z podstawowych kryteriów przydatności adsorbentu jest maksymalna pojemność adsorpcyjna. W artykule do wyznaczenia maksymalnej pojemności adsorpcyjnej Q_{\max} oraz stałej K_c zastosowano równanie Langmuira.

Wyniki eksperymentalne adsorpcji zanieczyszczeń organicznych na węglu Norit SX2 oraz wyznaczona izoterma Langmuira przedstawiono na rys. 2.



Rys. 1. Wyniki eksperymentalne przedstawiające zależność pomiędzy dawką węgla Norit SX2 a efektywnością usuwania zanieczyszczeń organicznych: a) ChZT, b) RWO, c) $\lambda = 254$ nm, d) $\lambda = 280$ nm

Fig. 1. Dependence between Norit SX2 dosage and organics removal efficiency: a) COD, b) DOC, c) $\lambda = 254$ nm, d) $\lambda = 280$ nm



Rys. 2. Ilość zanieczyszczeń organicznych zasorbowanych na węglu Norit SX2 oraz izotermy adsorpcji wyznaczone z równania Langmuira: a) ChZT, b) RWO

Fig. 2. Mass of organics adsorbed onto Norit SX2 and adsorption isotherms from Langmuir equation: a) COD, b) DOC

Z uzyskanych danych wynika, że izoterma Langmuira dobrze odzwierciedla przebieg adsorpcji zanieczyszczeń organicznych, o czym świadczy niska wartość współczynnika ϕ^2 .

Wykazano, że maksymalna pojemność adsorpcyjna wynosiła 263,2 mg ChZT/g oraz 107,5 mg RWO/g. Z danych literaturowych wynika, że wartość maksymalnej pojemności adsorpcyjnej w dużej mierze zależy rodzaju sorbowanej substancji. Jak podają Yenisoy–Karakas i in. [17] wyznaczona z izotermy Langmuira maksymalna pojemność adsorpcyjna badanego przez autorów komercyjnie dostępnego węgla aktywnego wynosiła ok. 190 mg/g dla fenolu i 3-amonifenolu, a dla 3-chlorofenolu była ok. 1,7-krotnie wyższa. Fan i in. [12] wykazali natomiast, że wyznaczona z równania Langmuira maksymalna pojemność adsorpcyjna węgla aktywnego wynosiła 298 mg/g, 262 mg/g oraz 240 mg/g – odpowiednio – dla kwasów huminowych, fulwowych oraz substancji niespecyficznych, a wartości stałych K_c mieściły się w przedziale 0,014–0,016 dm³/g.

4. Podsumowanie

W artykule badano efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów komunalnych metodą adsorpcji na pylistym węglu aktywnym Norit SX2.

Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że:

1. Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych ChZT i RWO zmieniła się w zakresie – odpowiednio – 30,9–83,3% oraz 29,3–80,5% przy wzroście dawki węgla z 2 do 10 g/dm³. Sprawność adsorpcji substancji humusowych mieściła się w przedziale od ok. 45% (2 g/dm³) do ok. 86% (10 g/dm³).
2. Pomiędzy dawką węgla aktywnego a efektywnością usuwania zanieczyszczeń organicznych wykazano liniową zależność w określonym przedziale testowanych dawek. W zakresie dawek 2–3 g/dm³ wzrost dawki węgla aktywnego o 1 g/dm³ powodował wzrost efektywności procesu o ok. 21% i 19% w przypadku ChZT i RWO oraz o 15% w przypadku zanieczyszczeń organicznych oznaczanych na podstawie pomiaru absorbancji przy długościach fali $\lambda = 254$ nm i $\lambda = 280$ nm. W zakresie wyższych dawek, tj. od 3 do 10 g/dm³ zwiększanie dawki węgla o 1 g/dm³ powodowało ok. 4-krotnie niższy wzrost efektywności usuwania zanieczyszczeń.
3. Wyznaczona z równania Langmuira maksymalna pojemność adsorpcyjna wynosiła 263,2 mg ChZT/g oraz 107,5 mg RWO/g, a stałe K_c – odpowiednio – 0,00557 dm³/g i 0,01497 dm³/g.

Literatura

- [1] Harmsen J., *Identification of organic compounds in leachate from a waste tip*, Wat. Res. 17/6, 1983, 699-705.
- [2] Rivas F.J., Beltrán F., Carvalho F., Acedo B., Gimeno O., *Stabilized leachate: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process*, J. Hazardous Materials B116, 2004, 95-102.
- [3] Tomaszewska M., Mozia S., Morawski W., *Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC*, Desalination 161, 2004, 79-87.

- [4] Chiang Y.-P., Liang Y.-Y., Chang Ch.-N., Chao A.C., *Differentiating ozone direct and indirect reactions on decomposition of humic substances*, Chemosphere 65, 2006, 2395-2400.
- [5] He P., Xue J., Shao L., Li G., Lee D., *Dissolved organic matter (DOM) in recycled leachate of bioreactor landfill*, Wat. Res. 40, 2006, 1465-1473.
- [6] Barbusiński K., Kościelniak H., Majer M., *Oczyszczanie wód podziemnych zalegających pod składowiskiem odpadów przemysłowych*, V Ogólnopolskie Sympozjum Naukowo-Techniczne „Biotechnologia Środowiskowa”, 1997, 219-225.
- [7] Wu J.J., Wu C.-C., Ma H.-W., Chang Ch.Ch., *Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes*, Chemosphere 54, 2004, 997-1003.
- [8] Peters T.A., *Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration*, Desalination 119, 1998, 289-293.
- [9] Bila D.M., Montalvão A.F., Silva A.C., Dezotti M., *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, J. Hazardous Materials B117, 2005, 235-242.
- [10] Kang K., Shin H.S., Park H., *Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications*, Wat. Res. 36, 2002, 4023-4032.
- [11] Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B., *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa 1999.
- [12] Fan H.-J., Chen I.-W., Lee M.-H., Chiu T., *Using FeGAC/H₂O₂ process for landfill leachate treatment*, Chemosphere 67, 2007, 1647-1652.
- [13] Calace N., Liberatori A., Petronio B.M., Pietroletti M., *Characteristic of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals*, Environ. Pollution 113, 2001, 331-339.
- [14] Kargi F., Pamukoglu M.Y., *Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation*, Biores. Technol. 94, 2004, 285-291.
- [15] Rodriguez J., Castrillón L., Marañón E., Sastre H., Fernández E., *Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption*, Wat. Res. 38, 2004, 3297-3303.
- [16] Rivas F.J., Beltrán F., Gimeno O., Acedo B., Carvalho F., *Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics*, Wat. Res. 37, 2003, 4823-4834.
- [17] Yenisoy-Karakaş S., Aygün A., Güneş M., Tahtasakal E., *Physical and chemical characteristics of polymer-based spherical activated carbon and its ability to adsorb organics*, Carbon 42, 2004, 477-484.