

Wpłynęło 09.05.2016 r.  
Zrecenzowano 23.06.2016 r.  
Zaakceptowano 01.09.2016 r.

A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

# OCENA TEMPA MINERALIZACJI MASY ORGANICZNEJ W GŁĘBOKO ODWODNIONEJ GLEBIE TORFOWO-MURSZOWEJ NA PODSTAWIE UBYTKÓW MASY GLEBY ORAZ EMISJI CO<sub>2</sub>

**Janusz TURBIAK**<sup>ABCDEF</sup>, **Zygmunt MIATKOWSKI**<sup>ABD</sup>

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy  
w Bydgoszczy

## Streszczenie

Celem badań była ocena tempa mineralizacji masy organicznej w głęboko odwodnionej glebie torfowej na podstawie pomiarów ubytków masy gleby oraz emisji CO<sub>2</sub>. Badania prowadzono w latach 2002–2007 i 2015. Emisję CO<sub>2</sub> oznaczano metodą komorową. Głębokie obniżenie poziomu wody gruntowej spowodowało około dwukrotne zwiększenie tempa mineralizacji masy organicznej oraz drastyczne zmniejszenie aktywności respiracyjnej ekosystemu. W warunkach odwodnienia aktywność respiracyjna ekosystemu była ponad dwukrotnie mniejsza niż w warunkach zasilania gruntowego. Stwierdzono, że metoda oceny ubytków masy organicznej na podstawie zmian gęstości objętościowej i miąższości złoża zawyżała rzeczywiste wartości mineralizacji masy organicznej. Według tej metody średnia wartość mineralizacji masy organicznej wynosiła 3,2 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>, natomiast określana na podstawie pomiarów emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby – 0,72 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>.

**Słowa kluczowe:** ekosystem łąkowy, emisja CO<sub>2</sub>, gęstość objętościowa, masa organiczna, mineralizacja

## WSTĘP

Nasilające się niekorzystne zjawiska meteorologiczne, takie jak susze czy nawalne opady, są wiązane ze zwiększaniem się w atmosferze stężenia gazów cieplarnianych. W 2011 r. stężenie CO<sub>2</sub> w atmosferze wynosiło 390,5 mg·kg<sup>-1</sup>, meta-

---

**Do cytowania For citation:** Turbiak J., Miatkowski Z. 2016. Ocena tempa mineralizacji masy organicznej w głęboko odwodnionej glebie torfowo-murszowej na podstawie ubytków masy gleby oraz emisji CO<sub>2</sub>. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 16. Z. 3 (55) s. 73–85.

nu –  $1,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , a podtlenku azotu –  $0,324 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Stężenie tych gazów było odpowiednio o 40, 150 i 20% większe niż przed 1750 r. [IPCC 2013]. Zwiększenie stężenia gazów cieplarnianych powoduje coraz większe zainteresowanie określaniem źródeł ich emisji. W sektorze rolniczym jednym z głównych źródeł emisji  $\text{CO}_2$  są gleby organiczne. Obniżenie poziomu wody gruntowej w tych glebach, w celu ich rolniczego użytkowania, powoduje zwiększenie natlenienia profilu glebowego, a w rezultacie – zintensyfikowanie procesu mineralizacji masy organicznej i emisji  $\text{CO}_2$ .

Do oceny tempa mineralizacji masy organicznej w glebach torfowych powszechnie stosowano metodę bazującą na pomiarach gęstości objętościowej i miąższości warstwy organicznej [FRĄCKOWIAK, FELIŃSKI 1994; GAWLIK 1991; GOTKIEWICZ, SZUNIEWICZ 1987; JURCZUK 2000; SZUNIEWICZ 1996]. Określona na podstawie tych badań mineralizacja masy organicznej wynosiła od 0 do  $24,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$  w zależności od warunków wodnych panujących na poszczególnych obiektach.

W ostatnich latach coraz częściej tempo mineralizacji masy organicznej w glebach jest określane na podstawie pomiarów strumieni  $\text{CO}_2$ . Jedną z najczęściej wykorzystywanych metod jest metoda komorowa, która polega na określaniu tempa zmian stężenia  $\text{CO}_2$  w powietrzu komory umieszczonej na powierzchni gleby [ELSGAARD i in. 2012; LOHILLA i in. 2003; MALJANEN i in. 2004; PIRK i in. 2016; TURBIAK 2013; TURBIAK i in. 2014]. Na podstawie wielkości emisji  $\text{CO}_2$  i jego pobierania w warunkach dopływu energii świetlnej możliwe jest określanie wpływu różnych czynników środowiskowych na bilans węgla w badanym ekosystemie.

Celem badań była ocena tempa mineralizacji masy organicznej w głęboko odwodnionej glebie torfowej na podstawie pomiarów gęstości objętościowej i zmian miąższości warstwy organicznej oraz bezpośrednich pomiarów emisji  $\text{CO}_2$  w warunkach polowych.

## OBIEKT I METODY BADAŃ

Badania prowadzono na obiekcie Kopy, gm. Rzaśnia, pow. pajęczański, położonym na terenie leja depresji wody gruntowej, który powstał w wyniku odwadniania Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”. Badania prowadzono w latach 2002–2007 i 2015. Przed odwodnieniem obiekt był użytkowany łąkowo. Po jego odwodnieniu na przełomie lat 2001/2002, w związku z degradacją runi łąkowej, obiekt był nieużytkowany. W chwili rozpoczęcia badań na obiekcie występowała średnio głęboka gleba torfowo-murszowa MtIIba [OKRUSZKO 1979] miąższości 98 cm, wytworzona ze średnio rozłożonego torfu olesowego, zalegającego na słabo rozłożonym torfie mechowiskowym.

Ubytki masy organicznej w głęboko odwodnionej glebie torfowo-murszowej oceniano dwiema metodami – na podstawie pomiarów miąższości złoża i gęstości objętościowej gleby oraz na podstawie emisji CO<sub>2</sub> w warunkach polowych.

Gęstość objętościową gleby suchej oznaczano w cylindrach stalowych o pojemności 500 cm<sup>3</sup> ( $\varnothing = 8,4$  cm,  $h = 9,0$  cm). Próbkę glebową o nienaruszonej strukturze pobierano w trzech powtórzeniach z warstw 0–20, 20–40, 40–60, 60–80 i 80–98 cm trzykrotnie w okresie wegetacyjnym: w maju, lipcu i we wrześniu, ważono, a następnie suszono w temperaturze 105°C. W warstwie 80–98 cm, ze względu na intensywne osiadanie złoża torfu, próbki pobierano tylko w 2002 r., a w warstwie 60–80 cm – w latach 2002–2007. W 2015 r. próbek z tej warstwy nie pobrano, ze względu na zmniejszenie miąższości warstwy organicznej do 62 cm. Popielność oznaczano metodą żarzenia w temperaturze 550°C, a odczyn gleby w 1-normalnym roztworze KCl (tab. 1).

**Tabela 1.** Wartości średnie ( $\bar{x}$ ) i współczynniki zmienności ( $V$ ) zawartości masy organicznej i gęstości objętościowej oraz pH gleby

**Table 1.** Mean values ( $\bar{x}$ ) and variation coefficient ( $V$ ) of organic mass content and soil bulk density as well as pH

Warstwa Layer cm	Masa organiczna, % Organic mass, %			Gęstość objętościowa, kg·dm <sup>-3</sup> Bulk density, kg·dm <sup>-3</sup>			pH <sub>KCl</sub>	
	$n$	$\bar{x}$	$V$	$n$	$\bar{x}$	$V$	$n$	$\bar{x}$
0–20	54	77,2	3,9	54	0,343	14,8	12	5,08
20–40	48	84,5	3,1	49	0,237	19,3	12	5,23
40–60	54	67,6	17,7	48	0,216	24,7	12	5,22
60–80	43	79,4	7,6	43	0,170	18,7	12	5,25
80–100	9	21,4	20,5	9	0,192	19,6	–	–

Objaśnienia:  $n$  = liczba próbek. Explanations:  $n$  = number of samples

Źródło: opracowanie własne. Source: own study.

Pomiar strumieni CO<sub>2</sub> pomiędzy ekosystemem łąkowym a atmosferą prowadzono metodą komór zamkniętych statycznych [LIVINGSTON, HUTCHINSON 1995] z wykorzystaniem miernika dyfuzyjnego. Metoda ta polega na określaniu zmian stężenia gazu w zamkniętej komorze instalowanej na powierzchni gleby. Komora o wymiarach 40×40×35 cm była wykonana z przezroczystego szkła akrylowego i wyposażona w wentylator, w celu utrzymania wewnątrz niej jednorodnego stężenia gazów, oraz zawór umożliwiający wyrównanie ciśnienia między komorą a atmosferą. Komorę umieszczano w kwadratowej ramce, wykonanej ze stalowego ceownika, która w dolnej części była wyposażona we wbijane w glebę ostrze długości 5 cm. Ramkę wbijano w glebę bezpośrednio przed pomiarem. Uszczelnienie na styku komory i ramki uzyskiwano poprzez napełnianie ramki wodą.

Pomiary emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby prowadzono w latach 2002–2007, od kwietnia do października, raz w miesiącu, w dwóch powtórzeniach. Pomiary prowa-

dzono na powierzchni gleby zadarnionej, określając ogólną aktywność respiracyjną ekosystemu *TER* (ang. total ecosystem respiration), a w latach 2006–2007 także na powierzchni po usunięciu warstwy darniowej, utrzymywanej w czarnym ugorze całkowicie pozbawionym roślin. Warstwę darniową usunięto w kwietniu 2006 r. na powierzchni 1,44 m<sup>2</sup> (1,2×1,2 m). Pojawiające się sporadycznie rośliny były opryskiwane herbicydem Roundup. Łącznie w okresie badań wykonano 42 pomiary na powierzchni zadarnionej i 14 pomiarów na powierzchni bez roślin. Temperaturę gleby mierzono termometrem glebowym na głębokości 10 cm, natomiast temperaturę powietrza oraz temperaturę wewnątrz komory termometrem Slandi TC 204.

Zmiany stężenia CO<sub>2</sub> w komorze przeliczano z ppmv na mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> według wzoru [MOSIER, MACK 1980]:

$$E = \rho \cdot V/A \cdot \Delta C/\Delta t \cdot 273/(T + 273) \quad (1)$$

gdzie:

- $E$  = gęstość strumienia CO<sub>2</sub>, mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>;
- $\rho$  = gęstość gazu, mg·m<sup>-3</sup>;
- $V$  = objętość komory, m<sup>3</sup>;
- $A$  = powierzchnia pomiarowa, m<sup>2</sup>;
- $\Delta C/\Delta t$  = średnie tempo zmian stężenia gazu w czasie, ppmv·h<sup>-1</sup>;
- $T$  = temperatura wewnątrz komory, °C.

Do określenia wielkości emisji CO<sub>2</sub> w ciągu roku wykorzystano równanie LLOYDA TAYLORA [1994], opisujące zależność między aktywnością respiracyjną gleby a temperaturą powietrza w chwili prowadzenia pomiarów:

$$TER = R_{ref} \cdot \exp\{E_0 \cdot [(1/(T_{ref} - T_0))] - [1/(T - T_0)]\} \quad (2)$$

gdzie:

- $TER$  = ogólna aktywność respiracyjna, mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>;
- $R_{ref}$  = oddychanie w temperaturze referencyjnej, mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>;
- $E_0$  = współczynnik wrażliwości ekosystemu;
- $T_{ref}$  = temperatura referencyjna – 283,15 K;
- $T_0$  = stała temperatura, w której dochodzi do inicjacji procesów biologicznych – 227,1 K;
- $T$  = temperatura powietrza, K.

Parametry  $R_{ref}$  i  $E_0$  funkcji zostały indywidualnie dopasowane do całych zbiorów danych wartości emisji CO<sub>2</sub> i aktualnej temperatury powietrza uzyskanych w okresie badań z wykorzystaniem programu Statistica 7.1. Równanie regresji wykorzystane do obliczania emisji CO<sub>2</sub> z gleby zadarnionej w zależności od temperatury powietrza miało postać:

$$y = 380,6 \cdot \exp\{104,8 \cdot [(1/(283,1 - 227,1))] - [1/(T + 273,1 - 227,1)]\},$$

natomiast z gleby pozbawionej roślin:

$$y = 117,3 \cdot \exp\{250,5 \cdot [(1/(283,1 - 227,1)) - [1/(T + 273,1 - 227,13)]]\}.$$

Średni bezwzględny błąd procentowy (MAPE) [SAKOWSKA i in. 2012], określający o ile średnia wartość prognozowana różniła się od rzeczywistej, wynosił odpowiednio 14,5 i 14,8%.

Pomiary temperatury i opadów prowadzono na stacji meteorologicznej w Rogowcu, zlokalizowanej w odległości 17,5 km od obiektu badawczego.

**Tabela 2.** Sumy miesięczne i roczne opadów atmosferycznych, mm

**Table 2.** Monthly and annual precipitation sums, mm

Rok Year	Opady w miesiącu Precipitation in month												Suma	Sum
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	IV–IX	I–XII
2002	31	49	26	10	82	60	55	121	47	53	34	13	374	581
2003	28	4	21	34	50	28	80	47	32	82	27	46	273	481
2004	30	62	40	81	55	56	51	40	28	42	71	16	311	572
2005	52	66	29	30	71	25	64	46	14	2	37	115	248	549
2006	27	38	51	45	47	45	11	132	29	49	55	20	308	547
2007	54	30	42	15	31	81	117	62	55	34	44	13	360	578
2015	39	18	23	22	23	57	54	5	24	43	56	9	185	373
1961– 2010 <sup>1)</sup>	37	35	38	40	68	68	85	66	49	39	49	43	376	617

<sup>1)</sup> Średnie z lat 1961–2010 według stacji meteorologicznej w Sulmierzycach.

<sup>1)</sup> Means from the years 1961–2010 according to meteorological station at Sulmierzyce.

Źródło: opracowanie własne. Source: own study.

## WYNIKI BADAŃ

Efektom gwałtownego i trwałego obniżenia poziomu wody gruntowej w glebie torfowo-murszowej było intensywne zmniejszanie się miąższości warstwy organicznej. W chwili rozpoczęcia badań wiosną 2002 r. miąższość warstwy organicznej wynosiła 98,0 cm, w 2007 r., po zakończeniu sześcioletniego cyklu badań – 78,0 cm, a w 2015 r. – 62 cm. W okresie badań miąższość warstwy organicznej zmniejszyła się o 36 cm. W latach 2002–2007 miąższość warstwy organicznej zmniejszyła się o 20,0 cm, średnio o 4,0 cm·r<sup>-1</sup>, natomiast w latach 2007–2015 – o 16 cm, tj. średnio o 2,0 cm·r<sup>-1</sup>. Obniżanie się powierzchni gleby bezpośrednio po odwodnieniu tego obiektu było związane z jej osiadaniem w wyniku zaniku siły wyporu i kurczenia się masy torfowej, natomiast w kolejnych latach – głównie w wyniku mineralizacji masy organicznej.

Różnice wartości gęstości objętościowej w kolejnych warstwach i latach były bardzo duże, a kierunek ich zmian nie był usystematyzowany. W 2002 r. średnia gęstość objętościowa czterech warstw profilu glebowego (0–80 cm) wynosiła  $0,241 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , natomiast w 2007 r. –  $0,246 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , była więc tylko o 2,1% większa (tab. 3). Równie małe zmiany gęstości objętościowej stwierdzono w okresie od 2002 do 2015 r. W 2002 r. średnia gęstość objętościowa z trzech warstw (0–60 cm) wynosiła  $0,265 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , natomiast w 2015 r. –  $0,291 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , a więc była tylko o 6,0% większa.

**Tabela 3.** Gęstość objętościowa gleby w kolejnych latach

**Table 3.** Soil bulk density in consecutive years

Warstwa Layer cm	Gęstość objętościowa gleby ( $\text{kg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) w roku Soil bulk density ( $\text{kg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) in consecutive years						
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2015
0–20	0,345	0,304	0,323	0,370	0,368	0,348	0,362
20–40	0,202	0,211	0,277	0,253	0,221	0,260	0,281
40–60	0,247	0,278	0,193	0,218	0,264	0,209	0,230
60–80	0,170	0,211	0,197	0,182	0,151	0,166	–
80–100	0,183	–	–	–	–	–	–
Średnia Mean	0,229	0,251	0,247	0,255	0,251	0,246	0,291

Źródło: opracowanie własne. Source: own study.

Bezpośrednio po odwodnieniu obiektu w 2002 r. zasoby masy glebowej wynosiły  $220,3 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , natomiast w 2015 r. –  $179,3 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ . W okresie 13 lat ubytek masy organicznej wynosił  $41,0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , tj.  $3,2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$ . W warunkach takiego ubytku masy organicznej emisja  $\text{CO}_2$  wynosiłaby  $6,58 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$ , tj.  $65,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$  ( $3,2 \text{ kg}\cdot\text{zawartość węgla w masie organicznej równa } 56\% \cdot \text{współczynnik } \text{CO}_2/\text{C} = 3,67$ ). Na podstawie przeprowadzonych pomiarów można stwierdzić, że w pierwszych 6 latach średni ubytek masy organicznej wynosił  $26,8 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , czyli  $4,47 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$  ( $44,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$ ), natomiast w latach 2007–2015 –  $14,2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , czyli  $1,8 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$  ( $18,0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$ ) – tabela 4.

Z analizy ubytków masy organicznej wynika, że różnice między kolejnymi latami były bardzo duże, np. w 2005 r. masa gleby była o 2 kg większa niż w 2004 r., a w 2006 r. o  $9,2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  mniejsza (tab. 4). Tak duże różnice świadczą o tym, że obliczenia ubytków masy glebowej, jako różnicy między iloczynami miąższości warstwy organicznej i gęstości objętościowej w warunkach braku zasilania grunтового, były obarczone dużym błędem. Według SKOROPANOVA i in. [1987] uzyskanie wiarygodnych wyników oceny ubytku masy organicznej na podstawie zmian miąższości złoża i gęstości objętościowej wymaga wielokrotnych pomiarów masy i popielności przez okres dłuższy niż 10 lat.

**Tabela 4.** Ubytki masy organicznej (m.o.) w kolejnych latach**Table 4.** Organic mass losses (o.m.) in consecutive years

Warstwa Layer	Masa gleby ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) w roku				Soil mass ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) in the year			
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2015	
0–20	68,9	60,8	64,7	74,0	73,6	69,7	72,5	
20–40	40,4	42,2	55,3	50,6	44,2	52,1	56,2	
40–60	49,4	55,6	38,5	43,5	52,7	41,8	50,6	
60–80	34,0	42,3	39,4	36,3	30,1	29,9	–	
80–100	27,5	14,8	9,9	5,4	–	–	–	
Suma Sum	220,3	215,6	207,8	209,8	200,6	193,5	179,3	
Ubytek m.o. O.m. loss	–	–4,6	–7,8	2,0	–9,2	–7,1	–14,2	

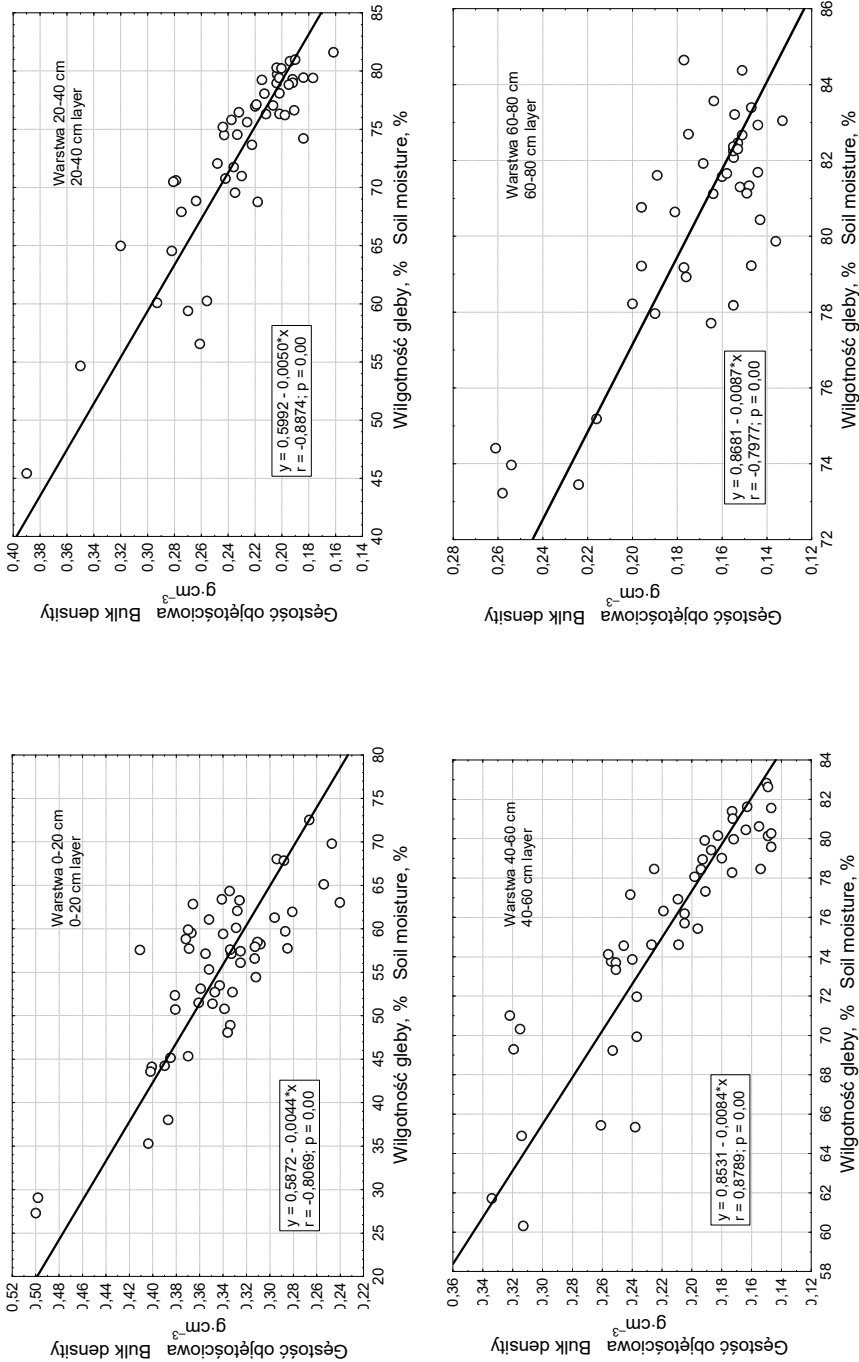
Źródło: opracowanie własne. Source: own study.

Uzyskane wartości tempa mineralizacji masy organicznej były w pierwszym okresie badań, tj. w latach 2002–2007, ponad 4-krotnie większe niż średnio w Polsce, które według OKRUSZKI i PIAŚCIKA [1990] wynosi ok.  $10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$ . FRĄC-KOWIAK [1994] określił wielkość mineralizacji masy organicznej w glebie torfo-wo-murszowej zlokalizowanej w zasięgu leja depresji na  $24,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$ .

Na tak dużą zmienność ubytków masy organicznej w kolejnych latach, określaną na podstawie zmian miąższości warstwy organicznej i gęstości objętościowej, składa się kilka czynników. Jednym z tych czynników była zmienność hipsometryczna podłoża. Pomimo wykonywania w okresie wegetacyjnym kilku pomiarów miąższości warstwy organicznej, uzyskana wartość średnia była zależna od miejsca prowadzenia pomiarów. W przypadku pobierania prób w miejscu nawet niewielkiego obniżenia lub wyniesienia podłoża mineralnego uzyskiwano różne wartości miąższości warstwy organicznej, co miało bezpośredni wpływ na obliczane wartości masy gleby i jej ubytków.

Duża zmienność ubytków masy organicznej w warunkach braku wody gruntowej była związana także z przeobrażeniem się masy murszowej. W okresie kilku lat po odwodnieniu mursz w warstwie 0–5 cm miał strukturę agregatową, o właściwościach hydrofobowych, tzw. koksik o średnicy około 5 mm, natomiast w warstwie 5–23 cm wytworzyły się agregaty glebowe o średnicy kilkunastu centymetrów. Pomędzy tymi agregatami występowały szczeliny szerokości nawet kilku centymetrów. Ocena gęstości objętościowej gleby na podstawie pobieranych do cylindrów agregatów powodowała zawyżanie masy gleby w warstwie, ze względu na brak możliwości uwzględnienia w obliczeniach obecności wolnych przestrzeni.

Kolejną przyczyną dużej zmienności wyników ubytków masy organicznej były bardzo duże zmiany wilgotności gleby. Głównym rezultatem zmian wilgotności gleby były zmiany gęstości objętościowej, a więc także miąższości warstwy organicznej. Analiza zależności pomiędzy wilgotnością gleby a jej gęstością objęto-



Rys. 1. Zależność między zawartością wody w próbkach (% wagowy) a gęstością objętościową gleby; źródło: wyniki własne  
 Fig. 1. Relationship between water content in samples (% by weight) and soil bulk density; source: own study



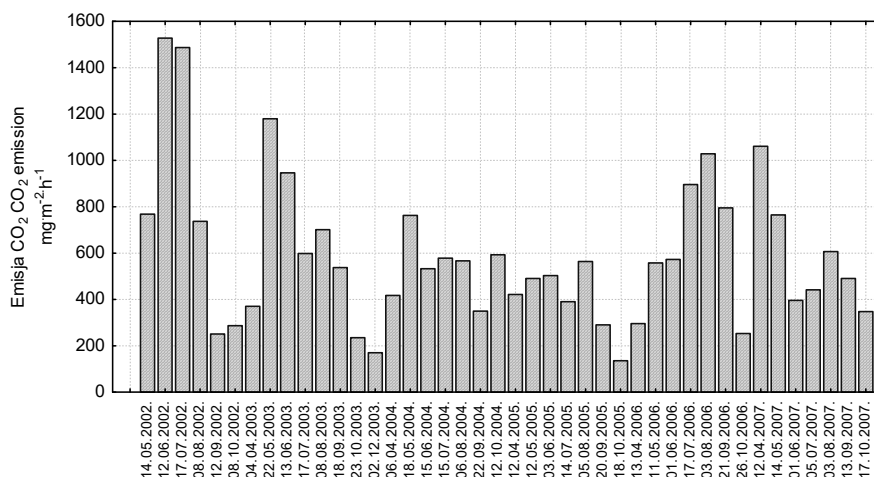
ściową wykazała we wszystkich warstwach profilu glebowego ścisłe korelacje między tymi parametrami (rys. 1).

Wilgotność gleby miała też duży wpływ na możliwość jej zagęszczania się w trakcie pobierania prób. Gleba wilgotna o mniejszej gęstości objętościowej mogła podczas pobierania do cylindrów ulegać zagęszczeniu w większym stopniu niż gleba silnie przesuszona. W rezultacie nie stwierdzono wyraźnych różnic gęstości objętościowej w kolejnych latach (tab. 3).

SZUNIEWICZ [1996] stwierdził, że pulsacyjne ruchy torfowiska, w warunkach dużej amplitudy zmian poziomu wody gruntowej, mogą osiągać wartości nawet kilkunastu centymetrów.

Obniżenie poziomu wody gruntowej spowodowało wyraźne ograniczenie aktywności respiracyjnej ekosystemu łąkowego *TER*. Średnia wartość emisji  $\text{CO}_2$  z powierzchni gleby w warunkach obecności roślin wynosiła  $596 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . Największe wartości emisji  $\text{CO}_2$ , na poziomie  $1500 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , zanotowano w czerwcu i lipcu 2002 r. Duża emisja  $\text{CO}_2$  w tych terminach była związana z obecnością dobrze zachowanej runi łąkowej. Duże wartości emisji  $\text{CO}_2$  stwierdzono także w maju 2003 r. – ok.  $1200 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . W kolejnych latach emisja  $\text{CO}_2$  z powierzchni gleby była zależna od sumy opadów w okresie wegetacyjnym i temperatury. W latach 2004–2005 emisja  $\text{CO}_2$  w żadnym z terminów nie przekroczyła  $800 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . Zmniejszenie emisji  $\text{CO}_2$  było związane z całkowitą degradacją runi łąkowej i ograniczeniem respiracji autotroficznej (rys. 2).

W okresie badań średnia wartość emisji  $\text{CO}_2$  z głęboko odwodnionej gleby torfowo-murszowej, obliczona wg równania LLOYDA i TAYLORA [1994], wynosiła

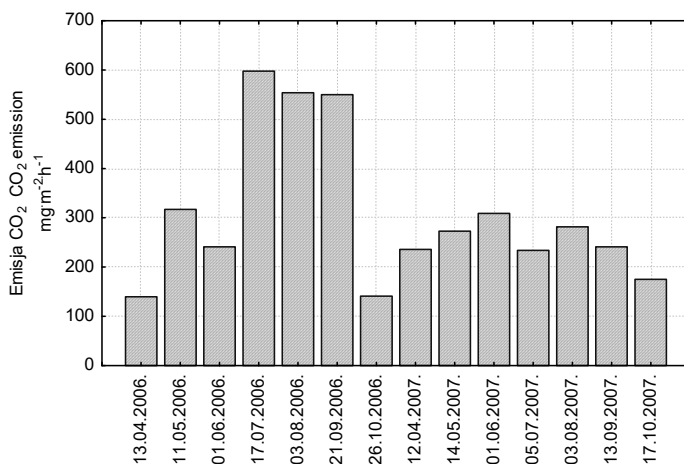


Rys. 2. Emisja  $\text{CO}_2$  z gleby torfowo-murszowej w warunkach obecności roślin; źródło: wyniki własne

Fig. 2. Value of  $\text{CO}_2$  emission from a plant covered peat-muck soil; source: own study

4,30 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>. Emisja CO<sub>2</sub> w ekosystemie położonym w zasięgu leja była ponad dwukrotnie mniejsza niż w ekosystemach łąkowych zasilanych wodą gruntową. ELSGAARD i in. [2012] wartość respiracji w trzech siedliskach użytkowanych łąkowo określili na 9,3–10,6 kg CO<sub>2</sub>·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>. W dolinie Noteci wartość ogólnej aktywności respiracyjnej oszacowano na 9,1 kg·m<sup>-2</sup>·(214 dni)<sup>-1</sup> [TURBIAK 2012].

W celu weryfikacji wyników ubytków masy organicznej, obliczonych na podstawie zmian gęstości objętościowej i miąższości warstwy organicznej, przeprowadzono ocenę tempa mineralizacji masy organicznej na podstawie pomiarów emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby całkowicie pozbawionej roślin (czarny ugor). W takich warunkach emitowany z gleby CO<sub>2</sub> był wytwarzany głównie w procesie mineralizacji masy organicznej. Średnia emisja CO<sub>2</sub> w latach 2006–2007 wynosiła 307 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> (rys. 3), co stanowiło 51,5% TER. Tak mała wartość emisji CO<sub>2</sub> wynikała z dużego przesuszenia gleby, które powodowało ograniczenie aktywności mikroorganizmów glebowych. Emisja CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby pozbawionej roślin, obliczona wg równania Lloyda i Taylora, wynosiła 1,48 kg CO<sub>2</sub>·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>, tj. 14,8 Mg·ha<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup>, co było związane z mineralizacją 0,72 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup> masy organicznej o zawartości 56% węgla. Rzeczywiste tempo mineralizacji masy organicznej oceniane na podstawie emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby w warunkach czarnego ugoru było ponad 4-krotnie mniejsze niż określone na podstawie zmian gęstości objętościowej i miąższości złoża.



Rys. 3. Emisja CO<sub>2</sub> z powierzchni czarnego ugoru; źródło: wyniki własne

Fig. 3. CO<sub>2</sub> emission from bare fallow surface; source: own study

Wartość emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby utrzymywanej w czarnym ugorze na obiekcie głęboko odwodnionym była mniejsza niż na obiektach zasilanych wodą gruntową. Na podstawie badań prowadzonych w latach 2006–2012 w dolinie No-

teci stwierdzono, że emisja CO<sub>2</sub> z gleby torfowo-murszowej, w warunkach średniego poziomu wody gruntowej utrzymywanego na głębokości 58 i 60 cm, wynosiła odpowiednio 510 i 470 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> [TURBIAK i in. 2014]. Emisja ta była średnio o 59,6% większa niż na obiekcie głęboko odwodnionym.

Wpływ głębokiego odwodnienia gleby torfowo-murszowej na tempo mineralizacji masy organicznej był zależny od warunków wodnych. Obiekt badawczy przed odwodnieniem był silnie uwilgotniony, na co wskazuje, wykonane przed jego odwodnieniem, zdjęcie fitosocjologiczne. W runi występowały takie gatunki hydrofilne jak: knieć błotna (*Caltha palustris* L.), jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens* L.), turzyce (*Carex* sp.), a w obniżeniach – siedmiopalecznik błotny (*Comarum palustre* L.). Na podstawie występujących gatunków roślin i małej miąższości warstwy murszowej (23 cm) można stwierdzić, że w tym siedlisku utrzymywał się wysoki poziom wody gruntowej, który znacząco ograniczał tempo mineralizacji masy organicznej. W takich siedliskach straty węgla związane z mineralizacją masy organicznej są niewielkie. Badania JURCZUKA [2000], dotyczące tempa mineralizacji masy organicznej w glebach torfowych, wykazały, że po 15–20 latach od wykonania melioracji mineralizacja zmniejszała się do wartości 3,0–5,7 Mg·ha<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup>. Ponieważ na obiekcie badawczym sieć drenarska była wykonana znacznie wcześniej, można przypuszczać, że mineralizacja masy organicznej na tym obiekcie była zbliżona do zera, a w latach suchych nie przekraczała 3,0 Mg·ha<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup>. Głębokie obniżenie poziomu wody gruntowej spowodowało dwukrotne zwiększenie tempa mineralizacji masy organicznej, do ok. 6,3 Mg·ha<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup>. Tempo mineralizacji masy organicznej w głęboko odwodnionej płytkiej glebie torfowo-murszowej było jednak mniejsze niż na obiektach, na których utrzymuje się optymalny do rozwoju roślin poziom wody gruntowej.

## WNIOSKI

1. Zmiana warunków wodnych na obiekcie badawczym, związana z głębokim i trwałym obniżeniem poziomu wody gruntowej, spowodowała około dwukrotne zwiększenie tempa mineralizacji masy organicznej.

2. Głębokie odwodnienie gleby torfowo-murszowej spowodowało drastyczne zmniejszenie aktywności respiracyjnej ekosystemu. W warunkach odwodnienia aktywność respiracyjna ekosystemu była ponad dwukrotnie mniejsza niż w warunkach zasilania gruntowego.

3. Ubytki masy organicznej, oceniane na podstawie zmian gęstości objętościowej i miąższości warstwy organicznej, były 4-krotnie większe niż oceniane na podstawie emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby pozbawionej roślin. W warunkach leja depresji wody gruntowej średnie tempo mineralizacji masy organicznej, określane na podstawie ubytków masy gleby, wynosiło 3,2 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>, natomiast oceniane na podstawie pomiarów emisji CO<sub>2</sub> – 0,72 kg·m<sup>-2</sup>·r<sup>-1</sup>.

4. Metoda oceny tempa mineralizacji masy organicznej na podstawie pomiarów emisji CO<sub>2</sub> dobrze odzwierciedla zmiany aktywności respiracyjnej ekosystemu i umożliwia określenie rzeczywistego tempa mineralizacji masy organicznej.

## BIBLIOGRAFIA

- ELSGAARD L., GÖRRES C.M., HOFFMANN C.CH., BLICHER-MATHIESEN G., SCHELDE K., PETERSEN S. 2012. Net ecosystem exchange of CO<sub>2</sub> and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 162 s. 52–67.
- FRĄCKOWIAK H. 1991. Wpływ głębokiego odwodnienia łąkowych gleb organicznych na wielkość mineralizacji masy organicznej i związków azotowych [The influence of deep draining of meadow organic soils on mineralization of organic mass and nitrogen compounds]. *Fragmenta Agromonica*. T. 8. Z. 1 s. 118–127.
- GAWLIK J. 1991. Wpływ głębokiego odwadniania gleb torfowych BOP na ich warunki hydrologiczne i fizyczno-wodne właściwości [Influence of deep peat soil drainage in the Belchatow industrial district on the physico-hydrological conditions of these soils]. *Wiadomości IMUZ*. T. 16. Z. 3 s. 57–77.
- GOTKIEWICZ J., SZUNIEWICZ J. 1987. Przeobrażanie się siedlisk i gleb w rejonie doświadczenia agrotechnicznego. W: Wyniki 25-letniego stałego doświadczenia nad porównaniem wpływu sposobu użytkowania i nawożenia na glebę torfową w Zakładzie Doświadczalnym Biebrza [Transformation of habitats and soils in the area of agrotechnical experiment. In: Results of a 25-year permanent experiment on the effect of land use and fertilisation on peat soil in the Biebrza Experimental Farm]. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*. Nr 68 s. 33–41.
- IPCC 2013. Fifth Assessment Report. Observations: atmosphere and surface [online]. [Dostęp: 11.04.2016]. Dostępny w Internecie: [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5\\_Chapter02\\_FINAL.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter02_FINAL.pdf)
- JURCZUK S. 2000. Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych [The influence of water regulations on subsidence and mineralization of organic soils]. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*. Nr 96. ISSN 0519-7864 ss. 120.
- LIVINGSTON G.P., HUTCHINSON G.L. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. W: Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water. Red. P. Matson, R. Harriss. Oxford. Blackwell Scientific s. 14–51.
- LOHILA A., AURELA M., REGINA K., LAURILA T. 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: Effect of soil and crop type. *Plant and Soil*. Vol. 251 s. 303–317.
- MALJANEN M., KOMULAINEN V.M., HYTONEN J., MARTIKAINEN P.J., LAINE J. 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology Biochemistry*. Vol. 36 s. 1801–1808.
- MOSIER A.R., MACK L. 1980. Gas-chromatographic system for precise, rapid analysis of nitrous oxide. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 44 s. 1121–1123.
- OKRUSZKO H. (red.) 1979. Kompleksy wilgotnościowo-glebowe w siedliskach hydrogenicznych i ich interpretacja przy projektowaniu melioracji i zagospodarowaniu [Soil-moisture complexes in hydrogenic habitats and their interpretation when designing reclamation and management]. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*. Nr 58. ISBN 83-09-00130-4 ss. 100.
- PIRK N., MASTEPANOV M., LUND M., CRILL P. R., CHRISTENSEN T. 2016. Calculations of automatic chamber flux measurements of methane and carbon dioxide using short time series of concentrations. *Biogeosciences*. Vol. 13(4) s. 903–912.
- SAKOWSKA K., JUSZCZAK R., UŹDZICKA B., OLEJNIK J. 2012. Zmienność dobową strumieni CO<sub>2</sub> wymienianych między atmosferą a różnymi uprawami rolniczymi [Diurnal variability of CO<sub>2</sub> fluxes

- exchanged between the atmosphere and various crops]. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 12. Z. 2 (38) s. 221–244.
- SKOROPANOV S.G., BREZGUNOV V.S., OKULIK N.V. 1987. Rasshirenooe vosproizvodstvo plodorodija torfjanyh počv [Restoration of peat soils fertility]. Minsk. Nauka i Tehnika.
- SZUNIEWICZ J. 1996. Oddziaływanie warunków wodnych na tempo zmniejszania się miąższości łąkowo użytkowanych gleb torfowo-murszowych [Effect of water condition on subsidence rate of peat-muck soils under grassland]. Wiadomości IMUZ. T. 18. Z. 4 s. 181–195.
- TURBIAK J. 2012. Bilans węgla w ekosystemie łąkowym na średnio zmurzałej glebie torfowo-murszowej [Carbon balance in grassland ecosystem on a moderately decomposed peat-muck soil]. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 12. Z. 4(40) s. 281–294.
- TURBIAK J. 2013. The effect of an extensive use of meadow on moderately decomposed peat-muck soil on carbon balance. Journal of Water and Land Development. No. 18 s. 65–72.
- TURBIAK J., MIATKOWSKI Z., BOLEWSKI T. 2014. Wpływ warunków wodnych na aktywność respiracyjną gleb pobagiennych bez pokrywy roślinnej [Effect of water conditions on respiration activity of post-bog soils under the conditions of plant cover lack]. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 14. Z. 4(48) s. 123–134.

*Janusz TURBIAK, Zygmunt MIATKOWSKI*

**ASSESSMENT OF ORGANIC MASS MINERALIZATION RATE  
IN DEEPLY DRAINED PEAT-MUCK SOIL  
BASED ON LOSSES OF SOIL MASS AND CO<sub>2</sub> EMISSION**

**Key words:** bulk density, CO<sub>2</sub> emission, meadow ecosystem, mineralization, organic mass

**S u m m a r y**

The aim of the studies was to compare methods of assessment of organic mass mineralization rate in deeply drained peat soil on the basis of measurements of soil mass losses and CO<sub>2</sub> emission. The studies were conducted in the years 2002–2007 and in 2015. CO<sub>2</sub> emission was determined by the chamber method. Ground water level deep lowering caused about a twofold increase in organic mass mineralization rate as well as a drastic decrease in ecosystem respiration activity. Under drainage conditions ecosystem respiration activity was more than two times lower than under ground supply conditions. It was found that the method of organic mass losses assessment on the basis of bulk density changes and peat thickness overestimated the actual values of organic mass mineralization. By this method the mean value of organic mass mineralization was 3.2 kg·m<sup>-2</sup>·year<sup>-1</sup>, whereas determined on the basis of measurements of CO<sub>2</sub> emission from the soil surface – 0.72 kg·m<sup>-2</sup>·year<sup>-1</sup>.

**Adres do korespondencji:** dr inż. Janusz Turbiak, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy ITP w Bydgoszczy, ul. Glinki 60, 85-174 Bydgoszcz; tel. + 48 52 375-01-07, e-mail: J.Turbiak@itp.edu. pl