

Wpłynęło 05.05.2014 r.
Zrecenzowano 15.09.2014 r.
Zaakceptowano 10.10.2014 r.

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

WPŁYW WARUNKÓW WODNYCH NA AKTYWNOŚĆ RESPIRACYJNĄ GLEB POBAGIENNYCH BEZ POKRYWY ROŚLINNEJ

Janusz TURBIAK^{ABCDEF}, **Zygmunt MIATKOWSKI**^{AD},
Tymoteusz BOLEWSKI^{EF}

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

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki 7-letnich badań aktywności respiracyjnej gleb pobagiennych zaliczonych do czterech prognostycznych kompleksów wilgotnościowych: mokrego, wilgotnego, posusznego i okresowo suchego, utrzymywanych w warunkach całkowitego braku pokrywy roślinnej. Emisja CO₂ była oznaczana metodą komorową. Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych była zależna od warunków wodnych panujących na poszczególnych kompleksach wilgotnościowych. Największą aktywność respiracyjną stwierdzono na kompleksach wilgotnym i posuszonym – odpowiednio 0,51 i 0,47 g·m⁻²·h⁻¹ CO₂, następnie na okresowo suchym – 0,42 g·m⁻²·h⁻¹, a najmniejszą na kompleksie mokrym – 0,33 g·m⁻²·h⁻¹. Największą aktywność respiracyjną stwierdzono w warunkach utrzymywania wilgotności gleby na poziomie połowej pojemności wodnej. Gleby pobagiennie utrzymywane w warunkach braku pokrywy roślinnej były znaczącym źródłem emisji CO₂. Wartość emisji CO₂ w okresie wegetacyjnym wynosiła od 11,9 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 19,4 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym. Emisja ta wiązała się z mineralizacją masy organicznej – od 5,8 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 9,5 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym.

Słowa kluczowe: aktywność respiracyjna, emisja CO₂, gleby pobagiennie, warunki wodne

WSTĘP

Obniżenie poziomu wody gruntowej w ekosystemach bagiennych powoduje zahamowanie procesu torfotwórczego i zapoczątkowanie procesu murszenia i mi-

Do cytowania For citation: Turbiak J., Miatkowski Z., Bolewski T. 2014. Wpływ warunków wodnych na aktywność respiracyjną gleb pobagiennych bez pokrywy roślinnej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 14. Z. 4(48) s. 123–134.

neralizacji zakumulowanej w tych glebach masy organicznej [ELSGAARD i in. 2012; MALJANEN i in. 2004]. Powstałe w wyniku regulacji stosunków powietrzno-wodnych gleby pobagiennie są jednym z głównych źródeł emisji dwutlenku węgla w rolnictwie. Powierzchnia użytkowanych rolniczo gleb torfowo-murszowych w Polsce jest szacowana na około 800 tys. ha [CZAPLAK, DĘBEK 2000]. Wartość emisji CO₂ z jednego hektara tych gleb, oceniana na podstawie ubytku masy organicznej, wynosi – w zależności od głębokości ich odwodnienia i intensywności użytkowania – od 0,8 do 61,6 Mg CO₂·ha⁻¹·r⁻¹ [FRĄCKOWIAK, FELIŃSKI 1994; GOTKIEWICZ, SZUNIEWICZ 1987; JURCZUK 2012; SZYMANOWSKI 1997; TURBIAK 2013]. W Finlandii, Szwecji i Holandii emisja CO₂ jest szacowana na 2,2–31,0 Mg C·ha⁻¹·r⁻¹, tj. 8,1–113,8 Mg CO₂·ha⁻¹·r⁻¹ [KASIMIR-KLEMEDTSSON i in. 1997].

Duże zróżnicowanie wartości emisji CO₂ jest związane z różnymi warunkami, w których prowadzono badania. Bardzo duży wpływ na uzyskane wartości ma czas jaki upłynął od wykonania melioracji odwadniających. Według JURCZUKA [2012] w pierwszych pięciu latach po wykonaniu melioracji emisja CO₂ z gleb torfowych wynosiła średnio 29,0 Mg CO₂·ha⁻¹·r⁻¹ i ulegała wyraźnemu zmniejszeniu w kolejnych pięcioletkach, osiągając w okresie 25–30 lat po wykonaniu melioracji wartość na poziomie 7,4 Mg·ha⁻¹·r⁻¹.

Istotnym elementem jest określenie emisji CO₂ z gleb pobagiennych w warunkach całkowitego braku roślin. Prowadzenie badań w takich warunkach umożliwia określenie wpływu różnych czynników środowiskowych, takich jak poziom wody gruntowej, wilgotność czy przebieg warunków meteorologicznych, na wartość emisji CO₂.

Celem badań było określenie wpływu warunków wodnych na aktywność respiracyjną gleb pobagiennych w warunkach braku pokrywy roślinnej.

OBIEKTY I METODY BADAŃ

Badania prowadzono w latach 2006–2012 na glebach pobagiennych w Dolinie Noteci, na czterech prognostycznych kompleksach wilgotnościowo-glebowych: mokrym (A), wilgotnym (B), posuszonym (C) i okresowo suchym (CD), wg klasyfikacji wprowadzonej przez OKRUSZKĘ [1976]. W obrębie kompleksu mokrego (A) badania prowadzono na glebie torfowo-murszowej Mtlaa, o miąższości warstwy murszowej 14 cm, wytworzonej ze słabo rozłożonych torfów mechowiskowych, w obrębie kompleksu wilgotnego (B) – na glebie MtlIbb, o miąższości warstwy murszowej 30 cm, wytworzonej ze średnio rozłożonego torfu turzycowiskowego, natomiast w obrębie kompleksu posusznego (C) – na płytkiej (60 cm) glebie torfowo-murszowej MtlIc1, o miąższości warstwy murszowej 40 cm, wytworzonej z silnie rozłożonego torfu turzycowiskowego. W obrębie kompleksu okresowo suchego (CD) badania prowadzono na glebie murszowatej właściwej. Opady i temperaturę powietrza mierzono na stacji meteorologicznej zlokalizowanej w od-

ległości od 0,2 do 0,6 km od punktów pomiarowych na kompleksach B, C i CD oraz 22 km od punktu na kompleksie A. Średnią głębokość poziomu wody gruntowej na poszczególnych kompleksach przedstawiono w tabeli 1, natomiast sumy opadów w tabeli 2.

Tabela 1. Średni poziom wody gruntowej w okresie wegetacyjnym, cm p.p.t.

Tablae 1. Mean ground water level in the growing season, cm b.g.s.

Rok Year	Poziom wody gruntowej na kompleksach wilgotnościowo-glebowych Ground water on moisture-soil complex			
	A	B	C	CD
2006	21	56	57	116
2007	18	54	58	116
2008	39	64	66	122
2009	26	61	63	119
2010	15	48	54	110
2011	27	62	59	115
2012	19	61	60	110
Średnia Mean	24	58	60	115

Objaśnienia: A, B, C, CD – kompleksy wilgotnościowo-glebowe: mokry, wilgotny, posuszny, okresowo suchy.

Explanations: A, B, C, CD – moisture-soil complex wet, moist, drying, periodically dry.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Tabela 2. Miesięczne sumy opadów na stacji meteorologicznej we Frydrychowie, mm

Table 2. Monthly precipitation sums on the meteorological station at Frydrychowo, mm

Rok Year	Miesiąc Month							Suma Sum
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
2006	60	56	10	34	39	37	17	253
2007	18	52	131	110	81	52	30	474
2008	52	11	31	68	109	35	71	377
2009	3	65	66	100	9	22	44	309
2010	33	100	13	113	122	80	4	465
2011	8	38	101	100	19	20	10	296
2012	24	29	114	86	38	35	39	365
1972–2003 ¹⁾	25	44	58	76	49	44	36	332

1) ŁABĘDZKI, KASPERSKA-WOŁOWICZ [2005].

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Pomiary emisji CO₂ prowadzono na powierzchni gleby pozbawionej pokrywy roślinnej i utrzymywanej w stanie czarnego ugoru. Warstwa darniowa została usunięta wiosną 2006 r. z powierzchni 1,2 × 1,2 m (1,44 m²). Pojawiające się na powierzchni ugoru rośliny były opryskiwane herbicydem Roundup.

Pomiary strumieni CO₂ wykonywano metodą komór zamkniętych statycznych trzy razy w miesiącu, z wykorzystaniem miernika dyfuzyjnego CO₂ (SenseAir), który był umieszczany wewnątrz komory pomiarowej. W trakcie pomiaru komorę pleksiglasową o wymiarach 40 × 40 × 35 cm umieszczano w osadzonych na powierzchni gleby stalowych ramkach. Pomiary prowadzono w godzinach od 10:00 do 15:00, od połowy kwietnia do końca października. Czas pomiaru ogólnej aktywności respiracyjnej wynosił ok. 5–6 minut. Do określenia wartości strumieni CO₂ wykorzystywano pomiar z pierwszych 2–3 minut, w których przyrosty stężenia CO₂ były prostoliniowe. Zmiany stężenia CO₂ w ppm były przeliczane na mg·m⁻²·h⁻¹, według wzoru [MOSIER, MACK 1980]:

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

gdzie:

- E – wielkość strumienia, mg·m⁻²·h⁻¹;
- ρ – gęstość gazu, mg·m⁻³;
- V – objętość komory, m³;
- A – powierzchnia podstawy komory, m²;
- $\Delta C/\Delta t$ – średnie tempo zmian stężenia gazu w czasie, ppmv·h⁻¹;
- T – temperatura wewnątrz komory, °C.

Pomiary emisji CO₂ w każdym terminie prowadzono w stałej kolejności, tj. na kompleksie wilgotnym B około godziny 10:00, na kompleksie posuszonym C – o 11:00, na kompleksie okresowo suchym CD – o 12:00, a na kompleksie mokrym A – o 13:00. Średnia temperatura powietrza w terminach prowadzenia badań wynosiła w tych godzinach odpowiednio: 17,2; 18,1; 18,8 i 19,3°C. Maksymalną temperaturę powietrza (19,5°C) notowano o godzinie 14:00. W celu wyeliminowania wpływu zróżnicowanej temperatury na aktywność respiracyjną gleby zastosowano współczynniki przeliczeniowe. Współczynniki te obliczono za pomocą równania LLOYDA TAYLORA [1994], dla zależności między aktywnością respiracyjną gleby a temperaturą powietrza na danym kompleksie wilgotnościowym dla całego okresu badań:

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

gdzie:

- TER – ogólna aktywność respiracyjna, mg·m⁻²·h⁻¹;
- R_{ref} – oddychanie w temperaturze referencyjnej, mg·m⁻²·h⁻¹;
- E_0 – energia aktywacji, K;
- T_{ref} – temperatura referencyjna – 283,15 K;
- T_0 – stała temperatura, w której dochodzi do inicjacji procesów biologicznych – 227,1 K;
- T – temperatura gleby lub powietrza, K.

Parametry R_{ref} i E_0 funkcji zostały indywidualnie dopasowane do zbiorów danych w kolejnych latach z wykorzystaniem programu Statystyka 7.1.

Wartości współczynników przeliczeniowych obliczono jako stosunek wartości TER dla temperatury maksymalnej i pomierzonej w trakcie prowadzenia pomiarów. Wartości współczynników wynosiły dla kompleksów A, B, C i CD odpowiednio: 1,150; 1,071; 1,027 i 1,016.

Po przeliczeniu wyników pomiarów TER uzyskanych na poszczególnych kompleksach wilgotnościowych za pomocą współczynników przeliczeniowych, modelowano przebieg aktywności respiracyjnej w kolejnych okresach wegetacyjnych. W przypadku modelowania emisji CO_2 w całym okresie wegetacyjnym (214 dni) określano zależność między wartością TER a temperaturą powietrza pomierzoną o godzinie 14:00.

WYNIKI BADAŃ

Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych była zależna od panujących na poszczególnych kompleksach wilgotnościowych warunków wodnych. Największą aktywność respiracyjną stwierdzono na kompleksie wilgotnym (B) – $0,51 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, na którym utrzymywały się optymalne dla mikroorganizmów glebowych warunki wilgotnościowe. Na kompleksie posuszonym (C) aktywność respiracyjna wynosiła średnio $0,47 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ i była o 7,8% mniejsza niż na kompleksie wilgotnym (tab. 3). Mniejsza aktywność respiracyjna na kompleksie posuszonym wynikała z występującego okresowo przesuszenia gleby. W okresach, w których poziom wody grunтовой obniżał się poniżej warstwy organicznej, dochodziło do przerwania podsiąku

Tabela 3. Emisja CO_2 z gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

Table 3. CO_2 emission from post-bog soils kept in bare fallow, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

Rok Year	Emisja CO_2 na kompleksach wilgotnościowo-glebowych CO ₂ emission on moisture-soil complex			
	A	B	C	CD
2006	0,57 ± 0,38*	0,62 ± 0,23	0,51 ± 0,15	0,51 ± 0,22
2007	0,33 ± 0,34	0,47 ± 0,21	0,46 ± 0,23	0,44 ± 0,14
2008	0,35 ± 0,21	0,54 ± 0,24	0,47 ± 0,15	0,42 ± 0,14
2009	0,31 ± 0,27	0,41 ± 0,17	0,45 ± 0,17	0,37 ± 0,18
2010	0,28 ± 0,26	0,46 ± 0,23	0,50 ± 0,21	0,44 ± 0,19
2011	0,28 ± 0,14	0,53 ± 0,27	0,49 ± 0,19	0,35 ± 0,17
2012	0,22 ± 0,21	0,56 ± 0,27	0,42 ± 0,16	0,39 ± 0,16
Średnia Mean	0,33 ± 0,19	0,51 ± 0,27	0,47 ± 0,26	0,42 ± 0,16

Objaśnienia: jak pod tabelą 1. Explanations as in Table 1.

* – wartości średnie ± odchylenie standardowe. * – mean values ± standard deviation.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

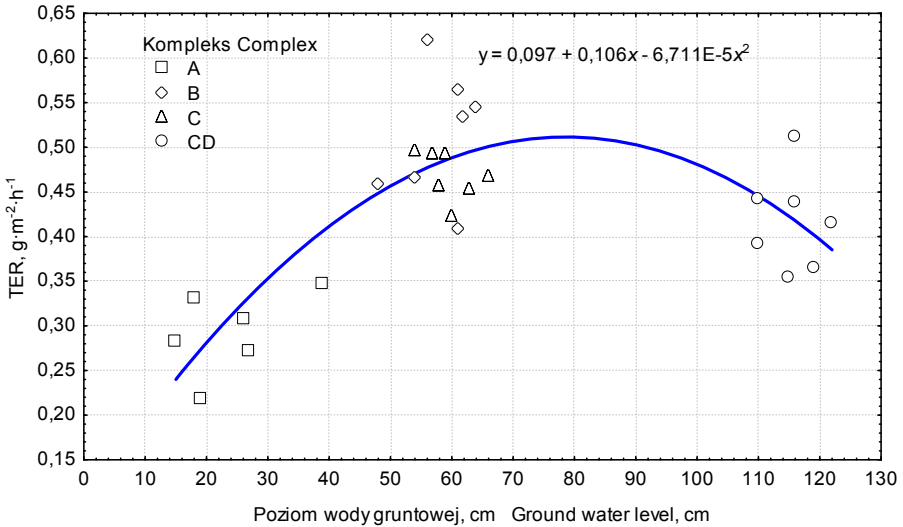
kapilarnego i przesuszenia warstwy murszowej. Efektem tego było zmniejszenie aktywności respiracyjnej gleby.

Na kompleksie okresowo suchym (CD) średnia w okresie badań aktywność respiracyjna wynosiła $0,42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (tab. 3). Mniejsza wartość emisji CO_2 była związana z mniejszymi zasobami masy organicznej. W glebie murszowatej, w warstwie miąższości 25 cm, zawartość masy organicznej wynosiła około $25 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, natomiast w glebach torfowo-murszowych – od 40 do $70 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$. Pomimo że zawartość masy organicznej w glebie murszowatej była 2–3-krotnie mniejsza niż w glebach torfowo-murszowych, to emisja CO_2 na tym kompleksie była tylko o 17,6% mniejsza niż emisja na kompleksie wilgotnym. Świadczy to o bardzo dużym tempie mineralizacji masy organicznej w tego typu glebach.

Najmniejszą aktywność respiracyjną stwierdzono na kompleksie mokrym – $0,33 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, o 35,3% mniejszą niż na kompleksie wilgotnym. Było to związane z utrzymywaniem się wysokiego poziomu wody gruntowej (24 cm p.p.t.), co miało wpływ na mniejszy stopień natlenienia gleby i utrudnioną dyfuzję tlenu w głąb profilu glebowego.

Aktywność respiracyjna w kolejnych latach była zależna od czasu, który upłynął od rozpoczęcia badań oraz od warunków meteorologicznych. Na wszystkich kompleksach największe wartości emisji CO_2 stwierdzono w pierwszym roku prowadzenia badań. Duża emisja CO_2 w tym roku wiązała się z mineralizacją świeżej masy organicznej, która pozostała w glebie po usunięciu warstwy darniowej. W kolejnych latach aktywność respiracyjna zależała od przebiegu warunków meteorologicznych i wodnych. Wyraźnie widoczny wpływ opadów na aktywność respiracyjną gleby stwierdzono na kompleksie okresowo suchym. Współczynnik korelacji między sumą opadów w okresie wegetacyjnym a aktywnością respiracyjną (bez pierwszego roku badań) wynosił w przypadku tego kompleksu 0,96. Na pozostałych kompleksach zależność między aktywnością respiracyjną a sumą opadów nie była istotna. Brak takiej zależności był powodowany wpływem warunków wodnych w glebie poszczególnych kompleksów, przede wszystkim zróżnicowanego poziomu wody gruntowej i związanej z tym wilgotności gleby. Na kompleksie mokrym, na którym średni poziom wody gruntowej w kolejnych latach (bez pierwszego roku badań) utrzymywał się na głębokości od 15 do 39 cm p.p.t., aktywność respiracyjna wynosiła od $0,22$ do $0,35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ i była około dwukrotnie mniejsza niż na kompleksach wilgotnym i posuszonym, na których poziom wody gruntowej utrzymywał się na głębokości 50–65 cm p.p.t. (rys. 1).

Brak znaczącego zwiększenia aktywności respiracyjnej na kompleksie mokrym w latach, w których utrzymywał się niski poziom wody gruntowej wskazuje na duży wpływ stopnia zmurszenia torfu na aktywność respiracyjną gleby. Na kompleksie mokrym występował torf słabo rozłożony, który charakteryzuje się bardzo dobrymi właściwościami dla podsiąku kapilarnego wody. Wysycenie mikroporów glebowych wodą ograniczało dostęp tlenu i aktywność respiracyjną gleby na tym kompleksie. Na kompleksach wilgotnym i posuszonym stopień zmurszenia torfu był



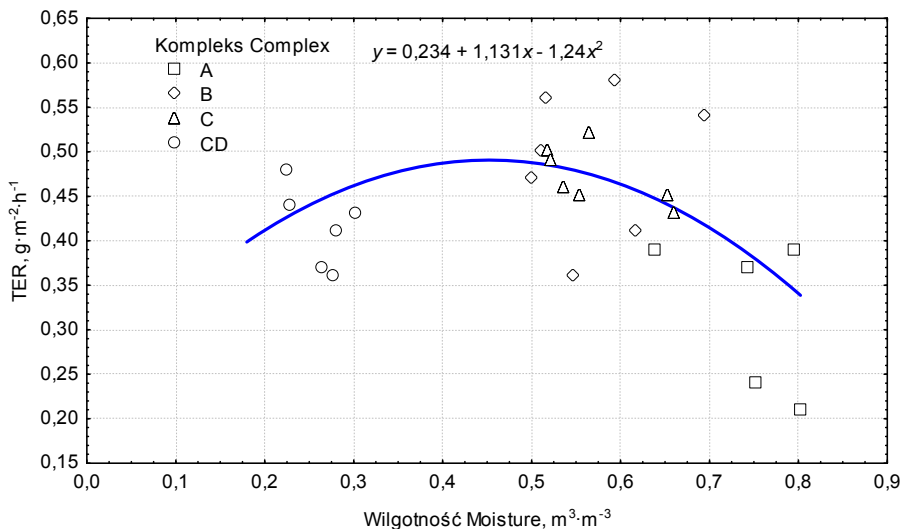
Rys. 1. Zależność między głębokością poziomu wody gruntowej a aktywnością respiracyjną gleb pobagiennych; objaśnienia jak pod tabelą 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 1. Relationship between ground water level depth and respiration activity of post-bog soils; explanations as in Table 1; source: own study

dużo większy, co powodowało ograniczenie podsiąku kapilarnego i większe natlenienie gleby. Dlatego też aktywność respiracyjna na kompleksach wilgotnym i posuszonym, w warunkach nieznacznie wyższego poziomu wody gruntowej, była dużo większa niż na kompleksie mokrym (rys. 1).

Nie było podstaw do stwierdzenia istotnego wpływu poziomu wody gruntowej na aktywność respiracyjną gleby na kompleksie okresowo suchym. W poszczególnych latach średni poziom wody gruntowej na tym kompleksie wynosił od 110 do 122 cm p.p.t. (tab. 1), a wilgotność gleby zależała od opadów. Większa aktywność respiracyjna w latach, w których utrzymywał się wyższy poziom wody gruntowej świadczyła o większej sumie opadów w okresie wegetacyjnym, a tym samym utrzymywaniu się korzystniejszych warunków wilgotnościowych w warstwie murszowej.

Z analizy wpływu wilgotności gleby na jej aktywność respiracyjną wynika, że jest ona największa w warunkach utrzymywania wilgotności gleby na poziomie połowej pojemności wodnej, tj. gdy zawartość wody wynosi od 0,40 do 0,60 m³·m⁻³ (rys. 2). Aktywność respiracyjna zmniejszała się zarówno w warunkach prawie całkowitego wysycenia profilu glebowego wodą, jak i przesuszenia gleby. Zarówno bardzo duże przesuszenie gleby, jak i jej podtopienie nie powodowało całkowitego ograniczenia aktywności respiracyjnej mikroorganizmów glebowych. W glebie torfowo-murszowej, zaliczonej do kompleksu mokrego, działalność mikroorganizmów była możliwa dzięki obecności utlenionych związków mineralnych,



Rys. 2. Zależność między wilgotnością gleby a aktywnością respiracyjną gleb pobagiennych; objaśnienia jak pod tabelą 1.; źródło: wyniki własne

Fig. 2. Relationship between soil moisture and respiration activity of post-bog soils; explanations as in Table 1; source: own study

głównie żelaza i manganu, które w warunkach niedoboru tlenu były akceptorami elektronów [GLIŃSKI i in. 1983; STĘPNIEWSKA i in. 2004]. Emisja CO₂ większa niż 0,2 g·m⁻²·h⁻¹ w warunkach maksymalnego uwilgotnienia świadczy o tym, że nawet krótkotrwałe obniżenie poziomu wody w glebie, w czasie którego dochodzi do utlenienia żelaza, umożliwia zachowanie aktywności respiracyjnej ekosystemu także w warunkach pełnego wysycenia profilu glebowego wodą. Na kompleksie okresowo suchym zmniejszenie zawartości wody w glebie poniżej punktu trwałego wędnięcia (pF 4,2), pomimo obserwowanego zmniejszenia aktywności respiracyjnej, także nie powodowało całkowitego jej zahamowania.

Na podstawie zmierzonych wartości strumieni CO₂ obliczono wartość jego emisji i mineralizacji masy organicznej w okresie wegetacyjnym. Wartość emisji CO₂ w okresie wegetacyjnym wynosiła od 11,9 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 19,4 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym (tab. 4). Znacznie mniejsza wartość emisji CO₂ na kompleksie mokrym niż na pozostałych kompleksach wilgotnościowych potwierdza, że utrzymywanie wysokiego poziomu wody gruntowej w glebie organicznej powoduje ograniczenie jej aktywności respiracyjnej. Jak już wspomniano duża wartość emisji CO₂ na kompleksie okresowo suchym wskazuje na duże tempo mineralizacji masy organicznej w glebach murszowatych. Względne tempo mineralizacji masy organicznej w tych glebach, w stosunku do jej zasobów, było znacznie większe niż w glebach torfowo-murszowych.

Tabela 4. Emisja CO₂ w okresie wegetacyjnym (214 dni), Mg·ha⁻¹

Table 4. CO₂ emission during growing season (214 days), Mg·ha⁻¹

Lata Years	Emisja CO ₂ na kompleksie CO ₂ emission on complex				średnia mean
	A	B	C	CD	
2006	19,7	25,3	20,5	20,2	21,4
2007	8,2	16,2	16,3	19,4	15,0
2008	11,4	20,5	19,9	16,9	17,2
2009	10,3	16,8	20,0	14,8	15,5
2010	9,2	17,0	19,9	16,6	15,7
2011	11,4	18,9	18,7	14,1	15,8
2012	7,9	22,2	17,7	15,7	15,9
Średnia Mean	11,9	19,4	19,2	17,1	16,9

Objaśnienia, jak pod tabelą 1. Explanations as in Table 1.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Na podstawie wartości emisji dwutlenku węgla obliczono straty masy organicznej (o zawartości 56% węgla) w wyniku jej mineralizacji. Wynosiły one od 5,8 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 9,5 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym (tab. 5). Według OKRUSZKI i PIAŚCIKA [1990] średnie straty masy organicznej w Polsce wynoszą 10 Mg·ha⁻¹.

Tabela 5. Ubytki masy organicznej w okresie wegetacyjnym (214 dni), Mg·ha⁻¹

Table 5. Organic mass losses during growing season (214 days), Mg·ha⁻¹

Lata Years	Ubytki na kompleksie Losses on complex			
	A	B	C	CD
2006	9,6	12,3	10,0	9,8
2007	4,0	7,9	7,9	9,4
2008	5,6	10,0	9,7	8,2
2009	5,0	8,2	9,7	7,2
2010	4,5	8,3	9,7	8,1
2011	5,6	9,2	9,1	6,8
2012	3,8	10,8	8,6	7,6
Średnia Mean	5,8	9,5	9,3	8,3

Objaśnienia, jak pod tabelą 1. Explanations as in Table 1.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Średnia wartość mineralizacji masy organicznej w latach 2006–2012 wyraźnie różniła się od wartości uzyskanych w latach 2006–2008 [TURBIAK 2009]. W latach 2006–2008 wartość mineralizacji wynosiła od 11,6 Mg·ha⁻¹ na kompleksie posuszonym do 12,2 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym [TURBIAK 2009]. Mniejsze śred-

nie straty masy organicznej w latach 2006–2012 wynikały z zastosowania zależności regresyjnych, w których uwzględniono zmiany emisji CO₂ związane z dobowymi wahaniami temperatury. Dodatkowym czynnikiem było zmniejszanie się w kolejnych latach wytwarzania CO₂ w wyniku mineralizacji świeżej masy organicznej, pozostałej w glebie po usunięciu warstwy darniowej, której zawartość w glebie zmniejszała się z upływem czasu.

Straty masy organicznej uzyskane w warunkach braku pokrywy roślinnej mogą odzwierciedlać rzeczywiste straty masy organicznej w glebie na poszczególnych kompleksach wilgotnościowych, także w warunkach obecności roślin. Potwierdzają to straty masy organicznej na kompleksie okresowo suchym, obliczone z bilansu węgla na podstawie pomiarów fotosyntezy i respiracji. Obliczone tą metodą straty masy organicznej wynosiły 8,4 Mg·ha⁻¹ [TURBIAK 2013].

Można przypuszczać, że na kompleksie mokrym straty masy organicznej w warunkach obecności roślin mogą być mniejsze, ze względu na ograniczenie tempa mineralizacji świeżej masy organicznej wnoszonej do ekosystemu przez rośliny, a na kompleksach wilgotnym i posuszonym – większe, ze względu na stymulujący wpływ korzeni roślin, zwiększający aktywność mikroorganizmów ryzosferycznych.

WNIOSKI

1. Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych, oceniana w warunkach braku pokrywy roślinnej, była zależna od panujących na poszczególnych kompleksach wilgotnościowych warunków wodnych. Największą aktywność respiracyjną stwierdzono na kompleksach wilgotnym i posuszonym, następnie na okresowo-suchym, a najmniejszą na kompleksie mokrym.

2. Utrzymywanie wysokiego poziomu wody gruntowej powodowało ograniczenie aktywności respiracyjnej gleby. Aktywność respiracyjna na kompleksie mokrym była o 38,2% mniejsza niż na kompleksie wilgotnym.

3. Aktywność respiracyjna gleb była największa w warunkach utrzymywania wilgotności gleby zbliżonej do połowej pojemności wodnej. Aktywność respiracyjna zmniejszała się zarówno w warunkach prawie całkowitego wysycenia profilu glebowego wodą, jak i przesuszenia gleby.

4. Aktywność respiracyjna gleby była zależna od stopnia zmurszenia torfu. W glebach torfowych, o dużym stopniu zmurszenia warstwy korzeniowej, aktywność respiracyjna była większa niż w glebie torfowej słabo zmurszałej.

5. Gleby pobagiennie, utrzymywane w warunkach braku pokrywy roślinnej, były znaczącym źródłem emisji CO₂. Wartość emisji CO₂ w okresie wegetacyjnym wynosiła od 11,9 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 19,4 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym. Emisja ta wiązała się z mineralizacją masy organicznej – od 5,8 Mg·ha⁻¹ na kompleksie mokrym do 9,5 Mg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym.

LITERATURA

- CZAPLAK I., DEMBEK W. 2000. Torfowiska Polski jako źródło emisji dwutlenku węgla. Zeszyty Edukacyjne. Nr 6. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 61–71.
- ELSGAARD L., GÖRRES C.M., HOFFMANN C.CH., BLICHER-MATHIESEN G., SCHELDE K., PETERSEN S. 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 162 s. 52–67.
- FRĄCKOWIAK H., FELIŃSKI T. 1994. Obniżanie się powierzchni gleb organicznych w warunkach intensywnego przesuszenia. *Wiadomości IMUZ*. T. 18. Z. 2 s. 28–36.
- GLIŃSKI J., STĘPNIĘWSKI W., ŁABUDA S. 1983. Pobieranie tlenu i wydzielanie dwutlenku węgla w środowisku glebowym. *Problemy Agrofizyki*. Z. 39. ISSN 0137-6586 ss. 72.
- 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. Biblioteczka Wiadomości IMUZ. Nr 68 s. 33–41.
- JURCZUK S. 2012. Emisja dwutlenku węgla ze zmeliorowanych gleb organicznych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 12. Z. 3 (39) s. 63–76.
- KASIMIR-KLEMEDTSSON L., KLEMEDTSSON L., BERGLUND K., MARTIKAINEN P., SILVOLA J., OENEMA O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use Manage*. Vol. 13 s. 245–250.
- LLOYD J., TAYLOR J.A. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*. Vol. 8. No. 3 s. 315–323.
- MALJANEN M., KOMULAINEN V.M., HYTTONEN 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. Iss. 11 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. 1976. Zasady rozpoznawania i podziału gleb hydrogenicznych z punktu widzenia potrzeb melioracji. W: Materiały pomocnicze do badań gleboznawczych przy projektowaniu melioracji. Pr. zbior. Red. H. Okruszko. Biblioteczka Wiadomości IMUZ. Nr 52 s. 7–54.
- OKRUSZKO H., PIAŚCIK H. 1990. Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Olsztyn. Wydaw. ART. ss. 291.
- STĘPNIĘWSKA Z., PRZYWARA G., BENNICELLI R.P. 2004. Reakcja roślin w warunkach anaerobiozy. *Acta Agrophisica. Rozprawy i monografie 7*. Lublin. Instytut Agrofizyki PAN. ss. 86.
- SZYMANOWSKI M. 1997. Wstępna ocena tempa mineralizacji różnie odwodnionych gleb torfowych metodą częściowo izolowanych próbek. *Wiadomości IMUZ*. T. 19. Z. 2 s. 43–60.
- TURBIAK J. 2009. Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych w warunkach ich utrzymywania w czarnym ugorze. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 9. Z. 1(25) s. 161–170.
- TURBIAK J. 2013. Ocena ubytku masy organicznej w glebie murszowatej na podstawie pomiarów strumieni emisji CO₂. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 13. Z. 2(42) s. 147–159.

Janusz TURBIAK, Zygmunt MIATKOWSKI, Tymoteusz BOLEWSKI

EFFECT OF WATER CONDITIONS ON RESPIRATION ACTIVITY OF POST-BOG SOILS UNDER THE CONDITIONS OF PLANT COVER LACK

Key words: *CO₂ emission, post-bog soils, respiration activity, water conditions*

S u m m a r y

Results of 7-year studies on respiration activity of post-bog soils belonging to four prognostic moisture complexes: wet, moist, drying and periodically dry, kept under the conditions of total lack of plant cover are presented in the paper. CO₂ emission was determined by the chamber method. Respiration activity of post-bog soils depended on water conditions on particular moisture complexes. The highest respiration activity was found on moist and drying complexes – 0.51 and 0.47 g·m⁻²·h⁻¹ CO₂ respectively, next on periodically dry – 0.42 g·m⁻²·h⁻¹, and the lowest on the wet complex – 0.33 g·m⁻²·h⁻¹. The highest respiration activity was found under the conditions of keeping soil moisture at the level of field water capacity. Post-bog soils kept under the conditions of plant cover lack were a significant source of CO₂ emission. The value of CO₂ emission in the growing season was from 11.9 Mg·ha⁻¹ on the wet complex to 19.4 Mg·ha⁻¹ on the moist complex. This emission was connected with mineralization of organic mass – from 5.8 Mg·ha⁻¹ on the wet complex to 9.5 Mg·ha⁻¹ on the moist complex.

Adres do korespondencji: dr inż. J. 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