

## ROZPRASZANIE ZWIĄZKÓW WĘGLA Z GLEB TORFOWO-MURSZOWYCH W DOLINIE ŚRODKOWEJ BIEBRZY

**Jacek JASZCZYŃSKI<sup>1)</sup>, Janusz TURBIAK<sup>2)</sup>, Marek URBANIAK<sup>3)</sup>**

<sup>1)</sup> Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Zakład Doświadczalny w Biebrzy

<sup>2)</sup> Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy w Bydgoszczy

<sup>3)</sup> Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Ochrony Jakości Wody

*Słowa kluczowe: emisja CO<sub>2</sub>, gleby torfowo-murszowe, RWO, woda gruntowa*

### Streszczenie

Celem pracy było określenie i porównanie stężenia rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO) w wodzie gruntowej oraz emisji CO<sub>2</sub> do atmosfery z gleby torfowo-murszowej, w warunkach łąki użytkowanej (jednokośnej) oraz łąki nieużytkowanej, podlegającej naturalnej sukcesji roślinnej. Badania prowadzono na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego, na zmeliorowanym obiekcie torfowiskowym, charakteryzującym się glebami torfowo-murszowymi, w których proces murszenia sięgał 30–35 cm głębokości. Obszar badanego torfowiska był częściowo użytkowany jako ekstensywne łąki kośne. Pozostała powierzchnia była wyłączona z działalności rolniczej i tworzyła mozaikę kwater, na których zachodził proces naturalnej sukcesji roślinnej. Punkty badawcze założono na kwaterze zagospodarowanej jako ekstensywna łąka jednokośna (łąka użytkowana) oraz na sąsiadującej z nią powierzchni, gdzie nie prowadzono wykaszania (łąka nieużytkowana). Od kwietnia 2006 r. do końca 2008 r., na obu powierzchniach, oznaczano stężenie RWO w płytkiej wodzie gruntowej z warstwy organicznej gleby oraz podłoża mineralnego, podścielającego złoża torfowe. Próbkę wody zbierano przez cały rok. W sezonie wegetacyjnym (IV–X) prowadzono pomiar emisji CO<sub>2</sub> z powierzchni gleby, utrzymywanej w czarnym ugorze. Większe straty węgla, wyrażone stężeniem RWO obecnym w wodzie gruntowej z warstwy organicznej, zaobserwowano pod łąką użytkowaną. Średnie stężenie RWO z całego okresu badań wyniosło 74 mg C·dm<sup>-3</sup> i nie było zależne od poziomu wody gruntowej oraz temperatury powietrza i gleby. Rozpraszanie związków węgla drogą emisji CO<sub>2</sub> z gleby było natomiast zdecydowanie większe na powierzchni nieużytkowanej i wyniosło 630 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> (w sezonie wegetacyjnym 8,6 t C·ha<sup>-1</sup>). W warunkach wyższej temperatury powietrza i gleby wielkość emisji CO<sub>2</sub> była większa na obu powierzchniach.

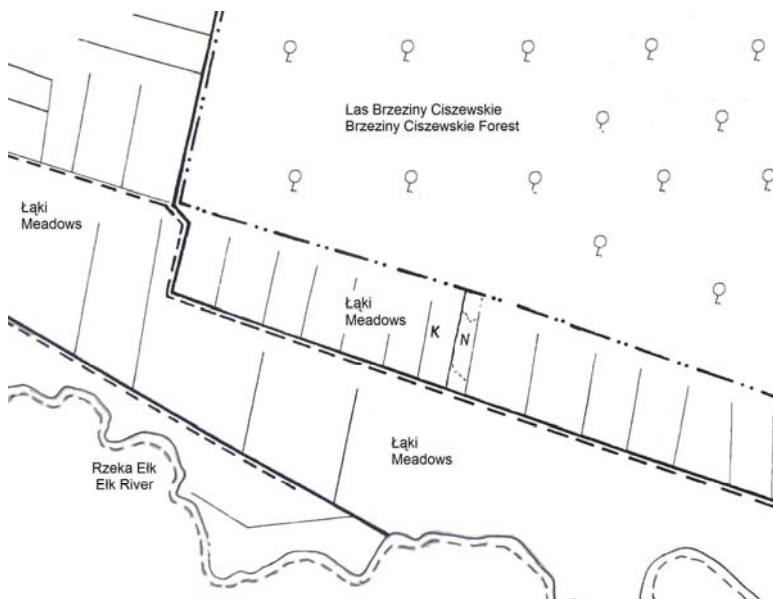
## WSTĘP

Gleby powstałe z utworów torfowych torfowisk niskich, ze względu na specyficzne warunki siedliskowe, w jakich dochodzi do ich formowania, charakteryzują się bardzo dużą zawartością materiału organicznego [OKRUSZKO, PIAŚCIK, 1990]. W basenie środkowej Biebrzy, gdzie prowadzono niniejsze badania, udział części organicznych w glebach torfowo-murszowych, drugiego stopnia zmuszenia, często przekracza 80% s.m. Organiczny materiał roślinny gleby może zawierać do 45–50% węgla w s.m. Stabilność takich ekosystemów zależy od zachowania dotychczasowych warunków siedliskowych, w dużej mierze związanych z obecnością wody. Wiele obszarów, na których występują wspomniane gleby, w przeszłości zmeliorowano i obecnie są one, z różną intensywnością, użytkowane rolniczo. Następują wówczas przemiany utworu glebowego, związane z często opisywanymi w literaturze procesami mineralizacji, murszenia i rozpraszania składników nawozowych [OKRUSZKO, 1992; 1993; SZYMANOWSKI, 1999]. Wśród konsekwencji tych niekorzystnych zmian należy wymienić uwalnianie z gleby i wymywanie do zasobów wodnych rozpuszczalnych form węgla organicznego (RWO) [MOORE, 1997; SAPEK, 2009; JASZCZYŃSKI, 2009] oraz emisję CO<sub>2</sub> do atmosfery [CZAPLAK, DEMBEK, 2000; MERCIK i in., 1999; MIATKOWSKI, TURBIAK, 2006; TURBIAK, 2009]. Te dwa parametry są traktowane jako wskaźniki aktywności mikrobiologicznej gleby, prowadzącej do rozkładu i transformacji materii organicznej. Rozmiar strat związków węgla z gleby wymienionymi drogami, a także wpływ różnych czynników intensyfikujących w określonych warunkach te zjawiska, nie są dostatecznie rozpoznane. Wiele pytań, w obrębie opisywanych zagadnień, jest związanych z potencjalnym wpływem sposobu użytkowania na wielkość strat związków węgla z rolniczo zagospodarowanych gleb pobagiennych. Ważne w tym aspekcie wydają się być również procesy zachodzące w glebie po zaniechaniu użytkowania, na wcześniej zagospodarowanych kośnie, użytkach zielonych.

Celem pracy było określenie i porównanie stężenia RWO w wodzie gruntowej oraz emisji CO<sub>2</sub> do atmosfery z gleby torfowo-murszowej w warunkach łąki użytkowanej (jednokośnej) oraz łąki nieużytkowanej, podlegającej naturalnej sukcesji roślinnej.

## OBIEKT I METODY BADAŃ

Badania prowadzono na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego, w basenie środkowej Biebrzy, od kwietnia 2006 r. do końca 2008 r., w części położonej między kompleksem leśnym Lasów Ciszewskich i starym korytem rzeki Ełk (rys. 1). Obszar ten został zmeliorowany w latach 70. XX w. Obecnie w krajobrazie tej części torfowiska występuje mozaika rolniczo użytkowanych łąk ekstensywnych i powierzchni, na których obserwuje się postępującą naturalną sukcesję roślinną. Jeden



Rys. 1. Lokalizacja punktów badawczych: K – łąka użytkowana, N – łąka nieużytkowana

Fig. 1. Location of study sites: K – mown meadow, N – not mown meadow

z punktów badawczych (K) usytuowano na powierzchni łąkowej (ok. 1,5 ha), użytkowanej corocznie przez jednokrotne koszenie i zbiór plonu. Drugi punkt (N) zlokalizowano na sąsiedniej powierzchni (ok. 1,0 ha), na której od 7–8 lat nie prowadzono wykaszania. Duży udział stanowiły na niej nitrofilne gatunki ziołoroślów typowe dla zbiorowisk ruderalnych klasy *Artemisietea vulgaris*. Znaczną część kwatery porastała roślinność krzewiasta (wierzba, szakłak) i drzewiasta (brzoza). Bezpośrednie sąsiedztwo opisywanych powierzchni gwarantowało podobieństwo budowy utworu glebowego, w obu punktach badawczych. Była to gleba torfowo-murszowa trzeciego stopnia zmurszenia (MtIII), z 35-cm warstwą murszu, wytworzona głównie z torfów szuwarowych. Całkowita miąższość złoza torfowego wynosiła 180–200 cm.

Skrócony opis profilu glebowego (opis własny):

0–6 cm – warstwa darniowa  $M_1$ ,

6–33 cm – warstwa poddarniowa  $M_2$ , mursz właściwy  $Z_3$ ,

33–37 cm – torf murszejący  $M_3$ ,

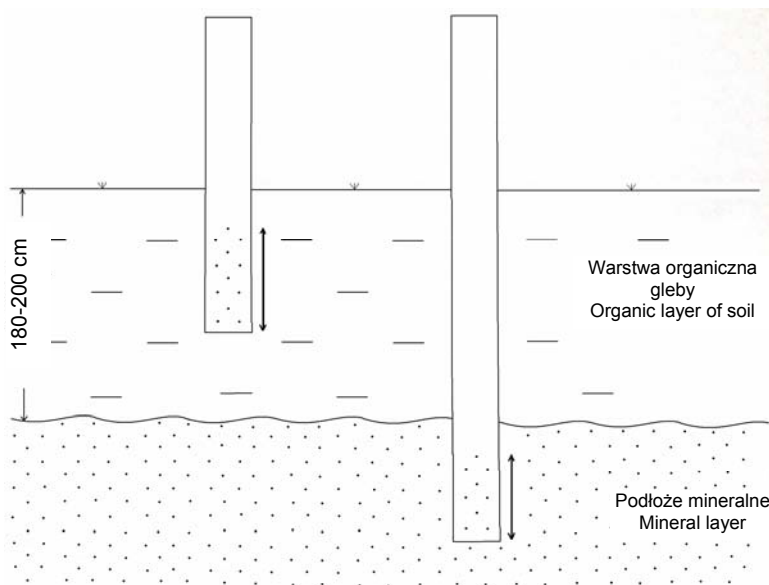
37–75 cm – torf szuwarowy  $R_3$ ,

75–180 (200) cm – torf szuwarowy  $R_2$ ,

> 200 cm – podłoże mineralne – piasek gruboziarnisty z frakcją kamienistą i żwirową.

Na każdej powierzchni zainstalowano po dwie studzienki do poboru próbek wody gruntowej. Jedna z nich sięgała do głębokości ok. 120 cm, co umożliwiało

pobieranie próbek wody obecnej w warstwie organicznej badanej gleby. Druga studzienka sięgała do głębokości 240–250 cm i była perforowana na odcinku znajdującym się w utworze mineralnym (220–250 cm) (rys. 2). Próbkę wody pobierano raz w miesiącu, w ciągu całego roku. Oznaczano w nich stężenie RWO za pomocą automatycznego kolorymetru przepływowego firmy Skalar.



Rys. 2. Schemat instalacji studzienek do poboru próbek wody gruntowej:  $\longleftrightarrow$  – odcinek perforowany

Fig. 2. A scheme of installation of wells for ground water sampling:  $\longleftrightarrow$  – perforated section

Na obu powierzchniach, od kwietnia do końca października każdego roku, co 10 dni, mierzono emisję  $\text{CO}_2$  z gleby. Pomiar przeprowadzano metodą komorową, polegającą na określaniu przyrostu stężenia gazu w komorze instalowanej na powierzchni gleby. Pomiaru dokonywano w stałych punktach, utrzymywanych w stanie ugoru herbicydowego ( $1 \times 1$  m). Roślinność usunięto w roku poprzedzającym rozpoczęcie badań. Komorę PCV (sześciąt o pojemności  $50 \text{ dm}^3$ ) wraz z selektywnym miernikiem  $\text{CO}_2$ , pracującym na zasadzie podczerwieni nierozproszonej (NDIR), umieszczono na powierzchni ugoru.

Podczas pomiaru emisji  $\text{CO}_2$  i poboru próbek wody, mierzono poziom wody gruntowej w obu studzienkach. Temperaturę gleby w warstwie 0–15 cm mierzono w porze roku wolnej od zamarzania. Dane o temperaturze powietrza uzyskiwano ze stacji meteorologicznej, usytuowanej w miejscowości Biebrza.

Współzależności między stężeniem RWO oraz emisją  $\text{CO}_2$  a temperaturą gleby i powietrza, oceniano za pomocą nieparametrycznej statystyki porządku rang Spearmana.

## WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Na nasilenie przemian materii organicznej gleb torfowo-murszowych, i tym samym procesów rozpraszania związków węgla, w dużej mierze wpływają warunki glebowo-wodne i podstawowe czynniki meteorologiczne. Gleba pod łąką nieużytkowaną, w ciągu sezonu wegetacyjnego charakteryzowała się niższymi temperaturami warstwy powierzchniowej gleby (0–15 cm) w porównaniu z glebą pod łąką użytkowaną (tab. 1). Pierwsza z opisywanych powierzchni była porośnięta wysoką roślinnością zielną (do 160 cm) i krzewiastą, co ograniczało bezpośrednią insolację słoneczną. Zaobserwowano różnice w temperaturze opisywanej warstwy gleby obu powierzchni, które w poszczególnych terminach pomiarów sięgały nawet 2,5°C. Poziom wody gruntowej w studzienkach, na obu powierzchniach, kształtował się podobnie w kolejnych miesiącach. W drugim roku obserwacji średni roczny poziom wody gruntowej w obu punktach był wyższy w porównaniu z pierwszym rokiem badań, a obniżenia poziomu lustra wody miały mniejszy zakres (tab. 1).

W całym okresie badań średnie stężenie RWO w wodzie gruntowej z warstwy torfowej gleby, spod łąki użytkowanej, było większe niż w wodzie tego samego rodzaju spod łąki nieużytkowanej (tab. 2). Tylko w jednym przypadku (na 30 terminów pobrań) zaobserwowano większe stężenie RWO w wodzie ze studzienki pod łąką nieużytkowaną. Maksymalne stężenie RWO, notowane w poszczególnych próbkach wody, także było większe pod powierzchnią użytkowaną i wyniosło 93 mg C·dm<sup>-3</sup> (rys. 3). W przypadku wody z podłoża mineralnego, średnie stężenie RWO było większe pod łąką nieużytkowaną. Stężenie maksymalne, w wodzie z podłoża mineralnego obu powierzchni było podobne – ok. 80 mg C·dm<sup>-3</sup> (rys. 4). Średnie stężenie RWO w wodzie z warstwy torfowej spod łąki użytkowanej było zdecydowanie większe od zanotowanego w niższych warstwach mineralnych badanego profilu, podczas gdy w wodzie spod łąki nieużytkowanej różnica ta była nieistotna statystycznie (tab. 2).

Większą aktywność respiracyjną gleby torfowo-murszowej, ocenianą na podstawie emisji CO<sub>2</sub>, zaobserwowano na powierzchni nieużytkowanej. Emisja gazu była również o 30% większa w porównaniu z glebą pod łąką użytkowaną (tab. 2).

Jednym z czynników, który może przyczyniać się do wzmożonych przemian gleb torfowo-murszowych, a tym samym obecności większych ilości rozpuszczalnych związków węgla w glebie, jest poziom wody gruntowej i jego wahania w ciągu roku. Poziom wody gruntowej na obydwu powierzchniach oraz w obu studzienkach był podobny; w całym okresie badań wyniósł średnio 43–55 cm (tab. 1, rys. 3 i 4). Warunki hydrologicznego zasilania pod badanymi powierzchniami, ze względu na bliskość usytuowania punktów badawczych oraz podobieństwo w budowie i rodzaju utworu glebowego, także były podobne. Warunki wodne nie mogły zatem wywierać istotnego wpływu na przedstawione różnicowanie stężenia RWO na wyodrębnionych powierzchniach. W 2007 r., kiedy poziom wody gruntowej charakteryzował się mniejszymi wahaniami w porównaniu z pozostałymi latami badań, nie

**Tabela 1.** Średnia temperatura powietrza i gleby oraz poziom wody gruntowej w okresie badań  
**Table 1.** Mean air and soil temperature and ground water table depth in the study period

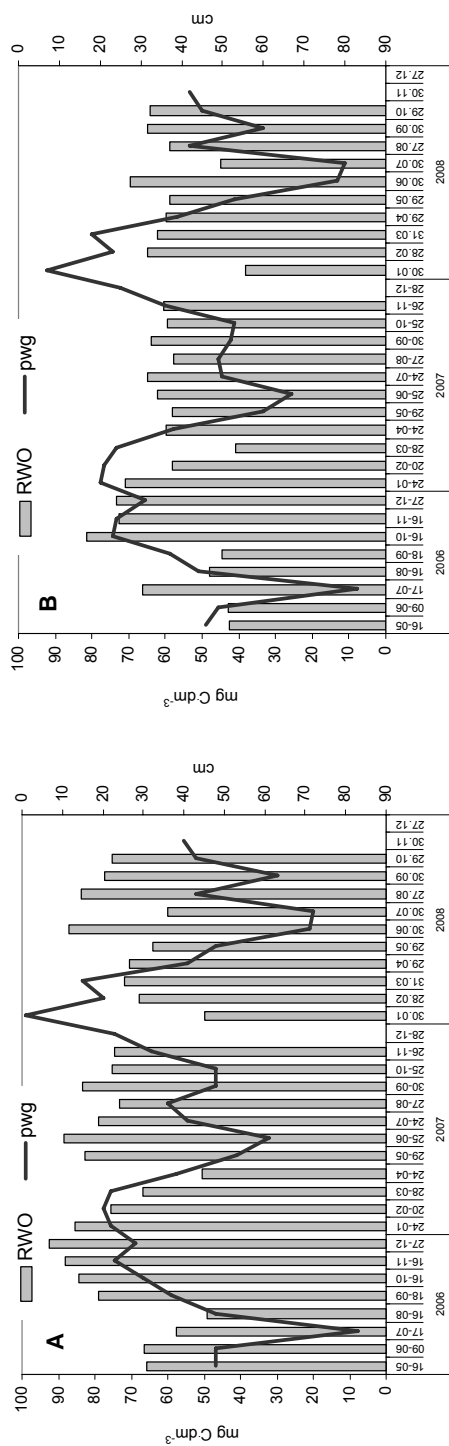
Rodzaj powierzchni Area	Średnia temperatura powietrza w sezonie wegetacyjnym (IV–X) Mean air temperature in the vegetation period (April–October) °C	Temperatura gleby w warstwie 0–15 cm w sezonie wegetacyjnym (IV–X) Soil temperature in 0–15 cm layer in the vegetation period (April–October) °C		Średni poziom wody gruntowej (najniższy zanotowany poziom wody gruntowej) Mean ground water table depth (the lowest noted depth) cm		
		średnia mean	maksymalna maximum	2006	2007	2008
Łąka użytkowana Mown meadow	13,5	13,7	21,0	48 (93)	43 (61)	53 (72)
Łąka nieużytkowana Not mown meadow		12,9	19,2	50 (91)	49 (69)	55 (80)

**Tabela 2.** Średnie stężenie RWO w wodzie gruntowej gleby torfowo-murszowej oraz średnia emisja CO<sub>2</sub> w latach 2006–2008

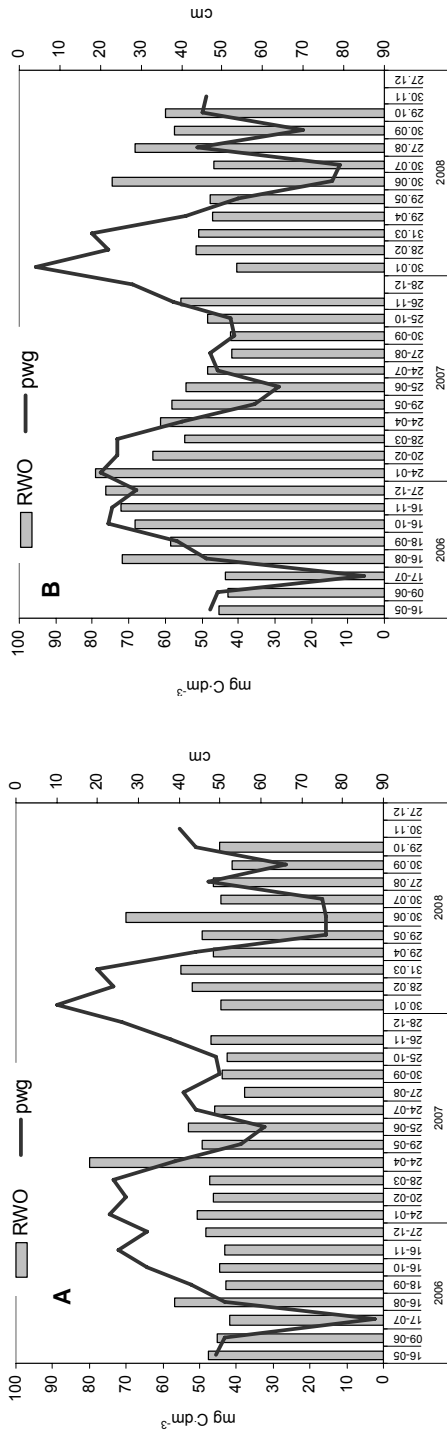
**Table 2.** Mean concentration of DOC in ground water of peat-muck soil and mean CO<sub>2</sub> emission rate in the years 2006–2008

Rodzaj powierzchni Area	Stężenie RWO, mg C·dm <sup>-3</sup> DOC concentration, mg C·dm <sup>-3</sup>				Emisja CO <sub>2</sub> CO <sub>2</sub> emission rate mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	
	woda gruntowa z warstwy torfowej gleby ground water from organic soil layer		woda gruntowa z podłoża mineralnego ground water from mineral substratum		2006	2007
	2006	2007	2006	2007	2006	2007
Łąka użytkowana Mown meadow	73	76	46	49	521	588
Łąka nieużytkowana Not mown meadow	59	60	60	55	768	602
	średnio mean: <b>74</b> ± 11,2		średnio mean: <b>48</b> ± 6,1		średnio mean: <b>491</b> ± 310	
	średnio mean: <b>59</b> ± 10,7		średnio mean: <b>56</b> ± 11,5		średnio mean: <b>630</b> ± 311	

Objaśnienie: ± odchylenie standardowe.  
 Explanation: ± standard deviation.



Rys. 3. Stężenie RWO w wodzie z warstwy torfowej i poziom wody gruntowej (pwg) w okresie badań: A – łąka użytkowana, B – łąka nieużytkowana  
 Fig. 3. DOC concentration in water from peat layers and ground water table depth (pwg) during the study period: A – mown meadow, B – not mown meadow



Rys. 4. Stężenie RWO w wodzie z warstw podłoża mineralnego i poziomu wody gruntowej (pwg) w okresie badań: A – łąka użytkowana, B – łąka nieużytkowana

Fig. 4. DOC concentration in water from mineral substratum and ground water table depth (pwg) during the study period: A – mown meadow, B – not mown meadow



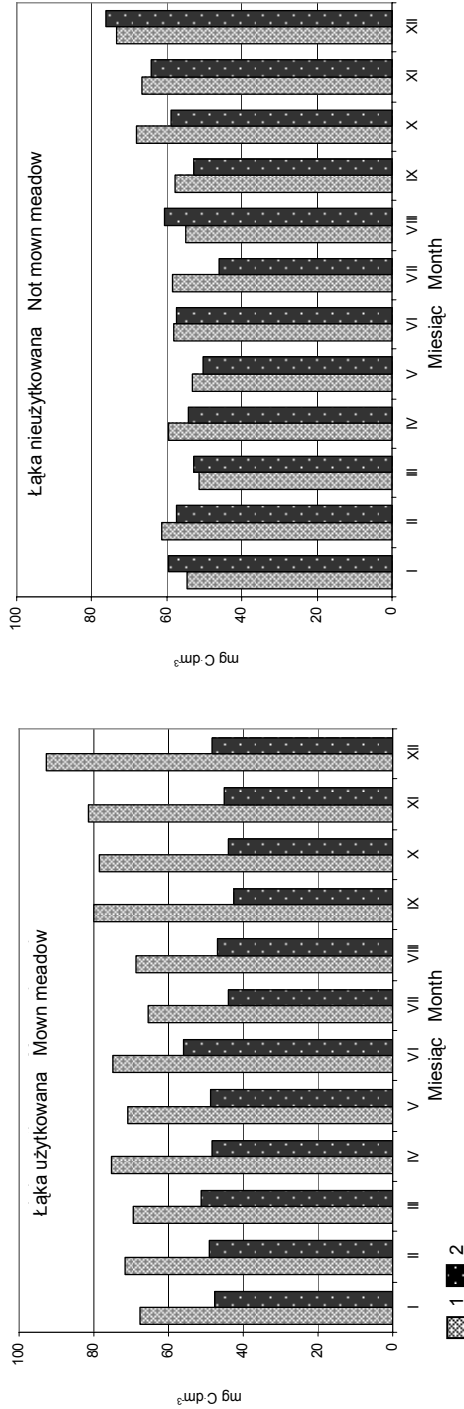
zaobserwowano istotnej różnicy w średnim stężeniu RWO zarówno w wodzie z warstwy torfowej, jak i mineralnej gleby pod obydwoma powierzchniami (tab. 2). Współczynniki korelacji zależności między poziomem wody gruntowej i stężeniem RWO w wodzie, we wszystkich studzienkach, były nieistotne statystycznie.

Stężenie RWO w wodzie badanych studzienek nie zależało od temperatury powietrza, traktowanej jako średnia z 15 dni poprzedzających pobranie próbek wody. Na żadnej z powierzchni nie stwierdzono także istotnej zależności stężenia RWO od temperatury gleby. Brak zależności stężenia RWO w wodzie od wyżej wymienionych czynników może wiązać się z przesunięciem czasowym między zaistnieniem warunków sprzyjających uwolnieniu substancji organicznej z gleby, a ich przedostaniem się do zasobów wodnych. Pod obydwoma powierzchniami, stężenie RWO w wodzie z warstwy organicznej gleby nie wykazywało wyraźnej zmienności sezonowej, aczkolwiek średnie miesięczne wartości stężenia tego składnika były największe od września do grudnia. W przypadku wody z podłoża mineralnego, większe stężenie RWO w końcu roku stwierdzono tylko pod łąką nieużytkowaną (rys. 5).

Największą emisję CO<sub>2</sub>, w przypadku łąki nieużytkowanej, zanotowano w pierwszym roku badań (tab. 2). Była ona w tym czasie zdecydowanie większa od ilości CO<sub>2</sub> wydzielanego z gleby na łące użytkowanej. Podczas dwóch kolejnych lat badań, różnice między wielkością emisji badanego gazu, na obu powierzchniach, były mniejsze, jednak średnia emisja CO<sub>2</sub> w tych latach była również większa na powierzchni łąki nieużytkowanej. Stała obecność roślinności na łące nieużytkowanej powodowała zwiększony, w porównaniu z łąką koszoną, dopływ do gleby produktów asymilacji, a tym samym zwiększenie aktywności respiracyjnej gleby. Większa emisja CO<sub>2</sub> na łące nieużytkowanej może świadczyć o tym, że brak użytkowania kośnego prowadzi do zwiększonego tempa rozkładu organicznej masy glebowej.

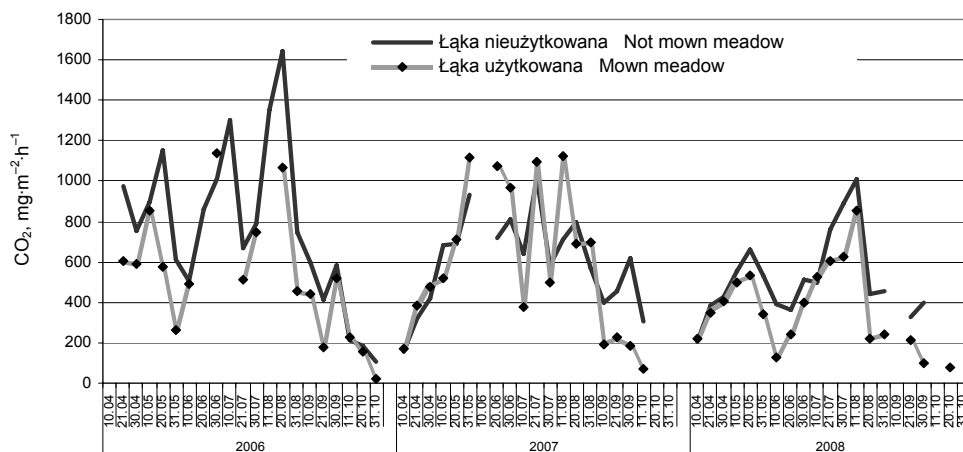
Emisja CO<sub>2</sub> wykazywała sezonową zmienność i była większa w miesiącach o wyższej temperaturze powietrza (od maja do sierpnia) (rys. 6, tab. 3). We wrześniu, na obu powierzchniach, następowało silne osłabienie emisji. Nawet krótkotrwałe obniżenie się temperatury otoczenia, notowane również w okresie stosunkowo wysokich temperatur w okresie letnim, szybko skutkowało osłabieniem aktywności respiracyjnej gleby i mniejszą emisją CO<sub>2</sub>. Mimo iż zmiany temperatury gleby w ciągu roku miały łagodniejszy przebieg i mniejszy zakres, w porównaniu z temperaturą powietrza, to zebrane wyniki pozwalają również wskazać na stosunkowo silną zależność emisji CO<sub>2</sub> od temperatury gleby torfowo-murszowej (tab. 3). Stwierdzono, że przy wyższej temperaturze warstw powierzchniowych gleby emisja CO<sub>2</sub> była większa.

Średnia emisja CO<sub>2</sub> na łące nieużytkowanej wyniosła 630 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>, a szacowana ilość tego gazu, uwolniona z gleby w sezonie wegetacyjnym (IV–X), to 8,6 t C·ha<sup>-1</sup>; natomiast na łące użytkowanej – 6,7 t C·ha<sup>-1</sup>. Przedstawione wartości dla sezonu wegetacyjnego uwzględniają zmniejszoną emisję gazu w godzinach



Rys. 5. Zmienność stężenia RWO w wodzie gruntowej na podstawie średnich miesięcznych: 1 – woda z warstwy torfowej, 2 – woda z warstwy mineralnej

Fig. 5. Changes of DOC concentration in ground water based on monthly means: 1 – water from peat layer, 2 – water from mineral layer

Rys. 6. Emisja CO<sub>2</sub> w latach 2006–2008Fig. 6. CO<sub>2</sub> emission rate in the years 2006–2008

**Tabela 3.** Współczynniki korelacji między emisją CO<sub>2</sub> a poziomem wody gruntowej oraz temperaturą gleby i powietrza

**Table 3.** The coefficients of correlation between CO<sub>2</sub> emission and ground water table, soil and air temperature

Czynnik Factor	Wielkość emisji CO <sub>2</sub> CO <sub>2</sub> emission rate	
	łąka użytkowana mown meadow	łąka nieużytkowana not mown meadow
Poziom wody gruntowej Ground water table depth	n.s.	n.s.
Temperatura gleby Soil temperature	0,52* <i>n</i> = 53	0,48* <i>n</i> = 56
Temperatura powietrza Air temperature	0,59* <i>n</i> = 53	0,58* <i>n</i> = 56

Objaśnienia: \* istotne, gdy  $\alpha = 0,01$ , n.s. – nieistotne statystycznie, *n* = liczba próbek.

Explanations: \* significant at  $\alpha = 0.01$ , n.s. – statistically insignificant, *n* = number of samples.

nocnych oraz mniejszą aktywność respiracyjną gleby podczas chłodniejszych dni opisywanego okresu.

Zarówno RWO, jak i CO<sub>2</sub> są produktami przemian i rozkładu wielu związków węgla wbudowanych w materiał organiczny gleby. Na RWO składają się substancje powstające w procesach przemiany jednych związków organicznych w inne (humifikacja), natomiast CO<sub>2</sub> jest końcowym produktem mineralizacji glebowego materiału roślinnego [OKRUSZKO, KOZAKIEWICZ, 1973]. Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić, iż okresy większego stężenia RWO w wodzie gruntowej nie odpo-

wiadają większej emisji CO<sub>2</sub> z gleby. Podobne wyniki prezentuje praca FENNERA i in. [2007]. Również sposób użytkowania gleby torfowo-murszowej może, w sposób pośredni, wpływać na nasilenie wymywania RWO z gleby przy jednoczesnym ograniczeniu emisji CO<sub>2</sub> i odwrotnie. Stwarza to istotne problemy przy wyborze kierunku ochrony środowiska glebowego opisywanych siedlisk.

## WNIOSKI

1. Średnia emisja CO<sub>2</sub> z gleby torfowo-murszowej (MtIII) pod łąką nieużytkowaną, określona w ciągu trzech sezonów wegetacyjnych, była o 30% większa w porównaniu z emisją na łące użytkowanej. Większa emisja CO<sub>2</sub> może wskazywać na większe tempo mineralizacji organicznej masy glebowej w warunkach zaniechania użytkowania łąkowego.

2. Stężenie RWO w wodzie gruntowej z warstwy torfowej gleby torfowo-murszowej było większe pod łąką użytkowaną w porównaniu z powierzchnią nieużytkowaną o identycznych warunkach glebowych.

3. Pod łąką użytkowaną stężenie RWO w wodzie z warstwy torfowej gleby było większe w porównaniu ze stężeniem w wodzie z podłoża mineralnego. W przypadku łąki nieużytkowanej wzbogacanie w RWO dotyczyło w równym stopniu wody z obu ośrodków glebowych.

## LITERATURA

- CZAPLAK I., DEMBEK W., 2000. Torfowiska Polski jako źródło emisji dwutlenku węgla. Zeszyty Edukacyjne 6/2000. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 61–71.
- FENNER N., FREEMAN C., LOCK M.A., HARMENS H., REYNOLDS B., SPARKS T., 2007. Interactions between elevated CO<sub>2</sub> and warming could amplify DOC exports from peatland catchments. *Environmental Science Technology* 41(9) s. 3146–3152.
- JASZCZYŃSKI J., 2009. Straty węgla z gleb torfowo-murszowych wyrażone stężeniem RWO w zasobach wody. W: *Badania chemiczne w służbie rolnictwa i ochrony środowiska*. Zeszyty Edukacyjne 12/2009. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 65–73.
- MERCIK S., RUMPEL J., STĘPIEŃ W., 1999. Zawartość oraz dynamika rozkładu organicznych związków węgla i azotu w zależności od wieloletniego nawożenia mineralnego i organicznego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z. 467 s. 159–167.
- MIATKOWSKI Z., TURBIAK J., 2006. Zmiany emisji CO<sub>2</sub> z gleby torfowo-murszowej pod wpływem nagłego i głębokiego obniżenia poziomu wody gruntowej. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie* t. 6 z. 1(16) s. 267–276.
- MOORE T.R., 1997. Dissolved organic carbon: sources, sinks and fluxes and role in the soil carbon cycle. In *Soil processes and the carbon cycle*. Pr. zbior. Red. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart. Boca Raton: CRC Press, Floryda s. 281–292.
- OKRUSZKO H., KOZAKIEWICZ A., 1973. Humifikacja i mineralizacja jako elementy składowe procesu murszenia gleb torfowych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z. 146 s. 63–76.
- OKRUSZKO H., PIAŚCİK H., 1990. Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Olsztyn: Wydaw. ART ss. 291.

- OKRUSZKO H., 1992. Siedliska hydrogeniczne, ich specyfika i zróżnicowanie. W: Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe. Biblioteczka Wiadomości IMUZ 79 s. 5–15.
- OKRUSZKO H., 1993. Transformation of fen-peat soil under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z. 406 s. 3–75.
- SAPEK A., 2009. Rozpuszczalny węgiel organiczny w wodzie z gleb torfowych na bagnie Ławki. *Roczniki Gleboznawcze* t. 60 nr 2 s. 69–81.
- SZYMANOWSKI M., 1999. Ocena wielkości mineralizacji gleby torfowej w zależności od warunków odwodnienia. Synteza. Zadanie 3.3. Falenty: IMUZ maszyn. ss. 16.
- 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.

*Jacek JASZCZYŃSKI, Janusz TURBIAK, Marek URBANIAK*

### **CARBON LOSSES FROM PEAT-MUCK SOILS IN THE MIDDLE BIEBRZA RIVER VALLEY**

*Key words: CO<sub>2</sub> emission rate, DOC release, peat-muck soils*

#### **S u m m a r y**

The aim of this study was to determine and compare dissolved organic carbon (DOC) concentration in ground water and CO<sub>2</sub> emission to the atmosphere from peat-muck soil overgrown by meadow cut once a year and by not mown meadow with natural plant succession. The study was carried out in the Biebrza National Park, on drained peatland with peat-muck soils in which decomposition process reached down 30–35 cm of depth. Peatland area was partly managed as an extensively cut meadows. The remaining area where the processes of natural succession took place was left unused. Sampling points were localized on extensively cut meadow (mown meadow) and on not mown meadow neighbouring the first one. Concentrations of dissolved organic carbon (DOC) were measured in 2006–2008 in shallow ground waters from organic soil layer and from mineral substratum. Water samples were collected during the whole year. CO<sub>2</sub> emission rate was determined in the vegetation period (April–October) from the surface of soil left as fallow land. Higher carbon losses expressed in DOC concentration in ground water from organic layer took place from under mown meadow. Mean concentration of this component for the whole research period amounted 74 mg C·dm<sup>-3</sup> and was not correlated with ground water table depth, air temperature or soil temperature. Dispersion of carbon through CO<sub>2</sub> emission from soil was higher in unused meadow and amounted 630 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> (in the vegetation period 8.6 t C·ha<sup>-1</sup>). At higher air and soil temperatures, CO<sub>2</sub> emission rate was higher in both study areas.

---

#### **Recenzenci:**

*prof. dr hab. Dorota Gołębiowska*

*prof. dr hab. Sławomir Gonet*

Praca wpłynęła do Redakcji 04.11.2009 r.