

Wpłynęło 10.07.2012 r.  
Zrecenzowano 28.11.2012 r.  
Zaakceptowano 06.12.2012 r.  
A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

## BILANS WĘGLA W EKOSYSTEMIE ŁĄKOWYM NA ŚREDNIO ZMURSZALEJ GLEBIE TORFOWO-MURSZOWEJ

Janusz TURBIAK<sup>ABCDEF</sup>

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

### Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki pomiarów strumieni emisji CO<sub>2</sub> w ekosystemie łąkowym na glebie torfowo-murszowej. Badania prowadzono w latach 2008–2011 w dolinie Noteci. Pomiar strumieni CO<sub>2</sub> prowadzono metodą komór zamkniętych statycznych, z wykorzystaniem miernika dyfuzyjnego. Mierzono ogólną aktywność respiracyjną ekosystemu *TER* oraz wymianę ekosystemu netto *NEE*. Ogólna aktywność respiracyjna ekosystemu łąkowego na glebie torfowo-murszowej wynosiła średnio 2240 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>, natomiast wartość wymiany ekosystemu netto –767 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>. Obliczono, że w okresie wegetacyjnym rośliny pobierały średnio 78,9 Mg·ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub>, natomiast emisja CO<sub>2</sub> z ekosystemu wynosiła 90,8 Mg·ha<sup>-1</sup>. Stwierdzono, że ekosystem łąkowy był emitentem netto CO<sub>2</sub>. Straty węgla, wyrażone w ekwiwalencie CO<sub>2</sub>, wynosiły średnio w okresie badań 21,8 Mg·ha<sup>-1</sup>. Oznacza to ubytek 5,9 Mg·ha<sup>-1</sup> węgla lub stratę 10,6 Mg·ha<sup>-1</sup> masy organicznej o zawartości 56% węgla.

**Słowa kluczowe:** bilans węgla, ekosystem łąkowy, fotosynteza brutto, gleba torfowo-murszowa, ogólna aktywność respiracyjna, wymiana ekosystemu netto

### WSTĘP

Rolnicze zagospodarowanie gleb torfowych, związane zwykle z obniżeniem poziomu wody gruntowej, powoduje natlenienie profilu glebowego i inicjuje proces decesji masy organicznej. Straty masy organicznej w użytkowanych łąkowo glebach torfowych określano na podstawie pomiarów zmian miąższości i gęstości objętościowej gleby [GOTKIEWICZ, SZUNIEWICZ 1987; JURCZUK 2000; ROGUSKI 1971], bezpośredniego pomiaru ubytku masy organicznej w odpowiednio przygotowanych próbach, umieszczanych w woreczkach [SZYMANOWSKI 1997], a także

**Do cytowania For citation:** Turbiak J. 2012. Bilans węgla w ekosystemie łąkowym na średnio zmurszałej glebie torfowo-murszowej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 12. Z. 4(40) s. 281–294.

pośrednio, na podstawie przyrostów azotu mineralnego po inkubacji gleby [FRĄC-KOWIAK 1995; FRĄC-KOWIAK, FELIŃSKI 1994]. Na podstawie określonych ubytków masy organicznej w glebach torfowych obliczono, że w Polsce emisja CO<sub>2</sub> z torfowisk nieleśnych wynosi rocznie ok. 14,5 mln t, co stanowi 4% całkowitej emisji tego gazu w skali kraju [CZAPLAK, DEMBEK 2000].

Metodą, pozwalającą na określenie bilansu węgla, z pominięciem bardzo pracochłonnych metod bezpośrednich oznaczeń ubytku masy organicznej, jest metoda oparta na określeniu natężenia procesów respiracji i fotosyntezy [ALM i in. 1997; MALJANEN i in. 2004; LOHILA i in. 2003]. Cykliczne oznaczenia tych parametrów w okresie wegetacyjnym umożliwiają określenie bilansu węgla w badanym ekosystemie w zależności od warunków środowiskowych i meteorologicznych. Znajomość wpływu czynników środowiskowych na bilans węgla w glebach torfowo-murszowych ma duże znaczenie ze względu na możliwość opracowania zasad użytkowania tych gleb, których efektem będzie ograniczenie tempa mineralizacji masy organicznej i emisji CO<sub>2</sub>.

Celem badań było określenie bilansu węgla w ekosystemie łąkowym na średnio zmurzałej glebie torfowo-murszowej.

## METODY BADAŃ

**Opis obiektu.** Badania prowadzono na obiekcie Frydrychowo, położonym w dolinie Noteci (53°00'01"N, 17°57'25"E) na kompleksie łąk łabiszyńskich, w województwie kujawsko-pomorskim. Na obiekcie występowała średnio zmurzała gleba torfowo-murszowa MtlIbb, wytworzona z torfu szuwarowego. W warstwie 0–20 cm gęstość objętościowa gleby wynosiła 0,369 Mg·m<sup>-3</sup>, pH 5,85, zawartość masy organicznej 80,0% i azotu ogólnego 3,7% s. m. Gleba była użytkowana jako łąka trzykośna. Pierwszy pokos siana był zbierany pod koniec maja, drugi pod koniec lipca, natomiast trzeci pokos był zbierany pod koniec września z przeznaczeniem na sianokiszonkę. Na obiekcie stosowano nawożenie mineralne na poziomie 30 kg N, 40 kg P i 40 kg K. Nawozy były wysiewane wiosną, na początku okresu wegetacyjnego.

**Badania terenowe.** Badania wymiany węgla pomiędzy ekosystemem łąkowym a atmosferą prowadzono w latach 2008–2011. Strumienie CO<sub>2</sub> mierzono zwykle w odstępach dekadowych od połowy kwietnia do końca października, w godzinach od 9.30 do 14.30, w dwóch powtórzeniach, wykorzystując dwa zestawy pomiarowe. W latach 2008, 2009, 2010 i 2011 wykonano odpowiednio 15, 18, 20 i 19 cykli pomiarowych. Po zakończeniu pomiaru strumieni CO<sub>2</sub> mierzono temperaturę gleby na głębokości 10 cm, wilgotność gleby – miernikiem TDR oraz poziom wody gruntowej. Opady i radiację słoneczną mierzono na automatycznej stacji meteorologicznej, zlokalizowanej w odległości 200 m od miejsca prowadzenia pomiarów. Sumy opadów w poszczególnych miesiącach przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Miesięczne sumy opadów w okresie badań, mm**Table 1.** Monthly precipitation sums during the study period, mm

Rok Year	Miesiąc Month							Suma Sum
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
2008	52,4	10,8	42,9	67,8	108,8	35,2	70,6	388,5
2009	28,8	23,8	66,4	45,4	7,8	0,4	42,4	215,0
2010	32,6	100,2	13,0	113,0	121,6	80,0	4,2	464,6
2011	8,2	38,1	100,6	99,8	19,1	19,5	10,4	295,7
1972–2003	25,0	44,0	58,0	76,0	49,0	44,0	36,0	332,0

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

**Metoda pomiaru strumieni CO<sub>2</sub>.** Pomiar strumieni CO<sub>2</sub> pomiędzy ekosystemem łąkowym a atmosferą prowadzono metodą komór zamkniętych statycznych [LIVINGSTON, HUTCHINSON 1995]. Metoda ta polega na określaniu zmian stężenia gazu w zamkniętej komorze zainstalowanej na powierzchni gleby. Komora o wymiarach 40x40x35 cm była wykonana z przezroczystego szkła akrylowego (pleksi-glasu) i wyposażona w wentylator, w celu utrzymania wewnątrz komory 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 o długości 5 cm. Ramkę wbijano w glebę bezpośrednio przed pomiarem. Uszczelnienie na styku komory i ramki uzyskiwano poprzez napełnianie ramki wodą.

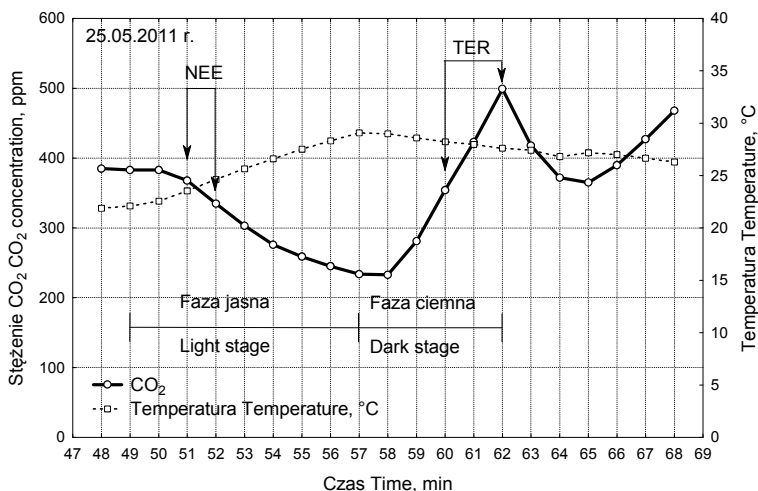
Do pomiaru zmian stężenia CO<sub>2</sub> wykorzystywano mierniki dyfuzyjne Sense-Air, o stałej czasowej, wynoszącej 2 min i czasie reakcji 15 s, w warunkach przepływu gazu 0,2 dm<sup>3</sup> · min<sup>-1</sup>. Mierniki były wyposażone w rejestratory stężenia CO<sub>2</sub> i temperatury powietrza wewnątrz komory. Rejestracje dokonywano w odstępach minutowych.

Strumienie CO<sub>2</sub> mierzono w warunkach dopływu energii słonecznej, określając w ten sposób wartość wymiany ekosystemu netto (net ecosystem exchange – *NEE*) i po zaciemnieniu komory nieprzepuszczalnym dla światła pokrowcem, określając wartość ogólnej aktywności respiracyjnej (total ecosystem respiration – *TER*) [ALM i in. 1997]. Na podstawie wartości par pomiarów ogólnej aktywności respiracyjnej ekosystemu (*TER*) i wymiany ekosystemu netto (*NEE*) obliczano wartość fotosyntezy brutto (*P<sub>G</sub>* – gross photosynthesis), która oznacza całkowitą ilość CO<sub>2</sub> pobranego przez rośliny. Wartość *P<sub>G</sub>* (mg · m<sup>-2</sup> · h<sup>-1</sup>) obliczano według równania:

$$P_G = TER - (\pm NEE) \quad (1)$$

Czas pomiaru wymiany ekosystemu netto wynosił przeważnie ok. 4–5 min, natomiast ogólnej aktywności respiracyjnej (w warunkach zaciemnienia) ok. 5–6 min

(rys. 1). Do określenia strumieni CO<sub>2</sub> wykorzystywano pomiar z pierwszych kilku minut, w których zmiany stężenia CO<sub>2</sub> były prostoliniowe, przy czym w warunkach dopływu energii świetlnej wykorzystywano wartości zmiany stężenia CO<sub>2</sub> w komorze, zachodzące w czasie od 1 do maksymalnie 3 min, natomiast w warunkach zaciemnienia od 2 do 4 min. Dłuższe pomiary strumieni emisji CO<sub>2</sub> w warunkach dopływu energii świetlnej prowadzono po ścięciu roślin lub w warunkach dużego zachmurzenia. W trakcie prowadzenia pomiaru, w warunkach dopływu energii słonecznej, temperatura powietrza wewnątrz komory, po uwzględnieniu stałej czasowej miernika i czasu pomiaru strumienia emisji CO<sub>2</sub> (najczęściej 1 min), zwiększała się o ok. 3,0°C.



Rys. 1. Zmiany stężenia CO<sub>2</sub> i temperatury w komorze w warunkach dopływu energii słonecznej (faza jasna) i po jej zaciemnieniu (faza ciemna); źródło: wyniki własne

Fig. 1. Changes in CO<sub>2</sub> concentration and temperature in the chamber at solar energy inflow (light stage) and after its darkening (dark stage); source: own studies

Zmiany stężenia CO<sub>2</sub> w ppm były przeliczane na mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>, według wzoru [MOSIER, MACK 1980]:

$$E = \rho V/A \cdot (\Delta C/\Delta t) \cdot 273/(T + 273) \quad (2)$$

gdzie:

$E$  – emisja, 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 komory, 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.

**Bilans węgla.** Na podstawie uzyskanych wartości  $TER$  i  $P_G$  obliczono bilans węgla dla okresu wegetacyjnego. Ilość  $CO_2$  pobranego w ekosystemie ( $Mg \cdot ha^{-1} \cdot miesiąc^{-1}$ ) określano mnożąc średnią dla danego miesiąca wartość  $P_G$  ( $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ) przez współczynnik 0,8 oraz średnią długość dnia i liczbę dni w danym miesiącu. Ilość wyemitowanego z ekosystemu  $CO_2$  ( $Mg \cdot ha^{-1} \cdot miesiąc^{-1}$ ) obliczono jako sumę emisji  $CO_2$  dla okresu dziennego i nocnego. Emisję dla okresu nocnego obliczano, mnożąc średnią dla danego miesiąca wartość  $TER$  ( $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ) przez współczynnik 0,7 i średnią w danym miesiącu długość nocy oraz ich liczbę, natomiast dla okresu dziennego, mnożąc wartość  $TER$  przez współczynnik 0,8 oraz średnią długość dnia i liczbę dni w danym miesiącu. Współczynniki 0,8 i 0,7 określono na podstawie badań własnych, w których stwierdzono, że średnie wartości  $P_G$  i  $TER$  w ciągu dnia stanowiły 80%, a wartość  $TER$  w nocy 70% emisji zmierzonej w godzinach od 9.30 do 14.30. Bilans węgla  $B$  dla poszczególnych miesięcy ( $Mg \cdot ha^{-1} \cdot miesiąc^{-1}$ ) obliczano według równania:

$$B = P_G + TER, Mg \cdot ha^{-1} \quad (3)$$

W bilansie rocznym uwzględniono także straty węgla związane ze zbiorem siana. Po zakończeniu pomiarów  $NEE$  i  $TER$ , komorę zdejmowano i ścinano znajdujące się wewnątrz ramki nadziemne części roślin. Ścięte rośliny suszono w warunkach laboratoryjnych w temperaturze  $40^\circ C$ , w celu określenia plonu suchej masy. Plon siana był przeliczany na  $CO_2$  z założeniem, że zawartość absolutnie suchej masy w sianie wynosi 88%, a zawartość węgla w suchej masie 40%. Zawartość węgla przeliczano na  $CO_2$ , mnożąc  $C \cdot 3,67$  ( $Mg \cdot ha^{-1}$ ).

## WYNIKI BADAŃ

**Ogólna aktywność respiracyjna.** Ogólna aktywność respiracyjna ekosystemu jest sumaryczną miarą aktywności respiracyjnej mikroorganizmów glebowych i roślin. W latach 2008–2011 średnia wartość  $TER$  ekosystemu łąkowego na glebie torfowo-murszowej, zaliczonej do prognostycznego kompleksu wilgotnościowo glebowego wilgotnego, wynosiła  $2240 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ . W poszczególnych latach wartość  $TER$  wynosiła od  $1939 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$  w 2008 r. do  $2581 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$  w 2011 r. (tab. 2).

W poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego najmniejszą wartość  $TER$  (średnia z lat 2008–2011) stwierdzono w październiku –  $993 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ , a największą w maju –  $2723 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$  (tab. 2). W kwietniu wartość  $TER$  była nieznacznie mniejsza niż w maju i wynosiła  $2694 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ . Była ona wyjątkowo duża, biorąc pod uwagę niską temperaturę gleby, która kształtowała się w tym miesiącu na poziomie  $9,0^\circ C$  oraz małą biomasę roślin (tab. 3). Można przypuszczać, że duża aktywność respiracyjna w kwietniu była związana z wykorzystywaniem

**Tabela 2.** Średnie miesięczne wartości ogólnej aktywności respiracyjnej ekosystemu *TER*,  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ **Table 2.** Mean monthly values of total ecosystem respiration activity *TER*,  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 

Miesiąc Month	Rok Year				Średnia Mean
	2008	2009	2010	2011	
IV	2164±1480	3437±924	2229±1825	2944±2458	2694±100
V	1938±224	2316±330	3028±1189	3611±462	2723±165
VI	1324±217	3822±1229	2134±476	3545±499	2706±378
VII	2524±232	2483±857	2604±302	2439±538	2513±416
VIII	2802±790	2819±551	1915±504	2644±304	2545±273
IX	1863±249	1981±634	1502±447	1920±941	1817±166
X	960±368	966±11	1082±323	962±201	993±112
<b>Średnia Mean</b>	<b>1939±763</b>	<b>2546±1068</b>	<b>2071±904</b>	<b>2581±1173</b>	<b>2284±1018</b>

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

**Tabela 3.** Średnie wartości wybranych parametrów siedliskowych i meteorologicznych w terminach pomiarów w poszczególnych miesiącach i latach**Table 3.** Mean values of selected habitat and meteorological parameters on the measurement dates in particular months and years

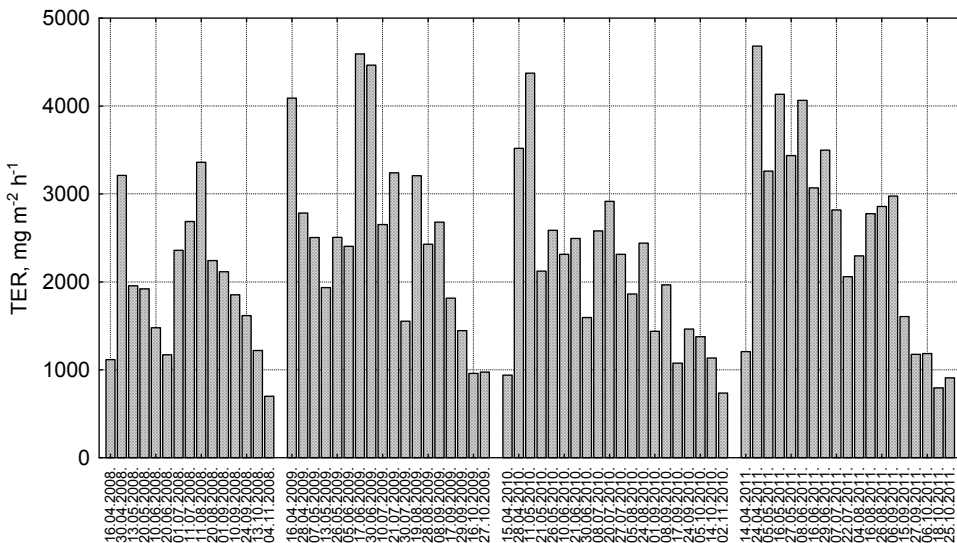
Okres Period	Temperatura, °C Temperature, °C		Wilgotność gleby Soil moisture	Poziom wody gruntowej Ground water level	Plon siana Hay yield	Radiacja Radiation
	gleby soil	powietrza air				
Miesiące Months						
IV	9,0	23,1	0,598	52,4	1,43	0,511
V	11,5	25,1	0,505	53,7	2,42	0,512
VI	17,5	28,9	0,412	74,2	1,43	0,583
VII	16,3	27,0	0,376	70,1	2,59	0,577
VIII	18,3	27,3	0,453	65,8	1,30	0,459
IX	15,1	23,4	0,446	71,7	1,52	0,398
X	9,5	15,4	0,545	64,7	1,25	0,203
<b>Średnia Mean</b>	<b>13,9</b>	<b>24,3</b>	<b>0,477</b>	<b>64,6</b>	<b>1,71</b>	<b>0,463</b>
Lata Years						
2008	14,1	25,8	0,421	70,6	8,85	0,448
2009	13,4	23,7	0,461	63,1	7,09	0,475
2010	14,3	22,8	0,621	48,0	5,64	0,414
2011	14,5	25,0	0,406	76,9	8,85	0,516
<b>Średnia Mean</b>	<b>14,3</b>	<b>24,5</b>	<b>0,472</b>	<b>64,5</b>	<b>7,61</b>	<b>0,463</b>

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

związków organicznych zakumulowanych w roślinach w poprzednim okresie wegetacyjnym.

W lipcu i sierpniu ogólna aktywność respiracyjna wynosiła 2513 i 2545  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  i była średnio o ok. 6,5, natomiast we wrześniu i październiku o 32,9 i 63,3% mniejsza niż w pierwszych trzech miesiącach okresu wegetacyjnego. Pomimo, że temperatura gleby w październiku była podobna jak w kwietniu (tab. 3), wartość *TER* w tym miesiącu była prawie trzykrotnie mniejsza.

W poszczególnych terminach wartości *TER* wynosiły od 700 do 4682  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  (rys. 2). Największe wartości ogólnej aktywności respiracyjnej w kolejnych latach, na poziomie 4500  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , stwierdzono w pierwszej połowie okresu wegetacyjnego.



Rys. 2. Wartości ogólnej aktywności respiracyjnej w poszczególnych terminach okresu wegetacyjnego; źródło: wyniki własne

Fig. 2. Values of total respiration activity in particular dates of the growing season; source: own studies

**Wymiana ekosystemu netto.** W latach 2008–2011 średnia wartość wymiany ekosystemu netto *NEE* wynosiła  $-767 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . Wskazuje to, że w ciągu dnia intensywność procesu pochłaniania  $\text{CO}_2$  przez rośliny była znacznie większa niż ogólna aktywność respiracyjna ekosystemu. Wartość wymiany ekosystemu netto w poszczególnych latach była stosunkowo mało zróżnicowana i wynosiła od  $-846$  w 2010 r. do  $-719 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  w 2011 r. (tab. 4).

Średnia wartość *NEE* w okresie badań wynosiła w poszczególnych miesiącach od  $-1375 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  w maju do  $-373 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  w lipcu (tab. 4). Wartość *NEE* w lipcu, pomimo podobnej biomasy roślin oraz większego natężenia dopływu

**Tabela 4.** Średnie miesięczne wartości wymiany ekosystemu netto *NEE*,  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ **Table 4.** Mean monthly values of net ecosystem exchange (*NEE*),  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 

Miesiąc Month	Rok Year				Średnia Mean
	2008	2009	2010	2011	
IV	-541±511	-727±574	-774±584	-1336±170	-845±608
V	-1537±173	-1356±370	-1346±551	-1260±322	-1375±537
VI	-148±443	-982±863	-679±517	-879±785	-672±553
VII	-761±222	-128±1270	-117±633	-489±466	-373±439
VIII	-851±337	-798±103	-670±266	-69±940	-597±470
IX	-1593±185	-420±799	-1413±44	-531±735	-989±503
X	201±275	-883±1065	-922±529	-471±123	-519±224
<b>Średnia Mean</b>	<b>-747±695</b>	<b>-756±787</b>	<b>-846±585</b>	<b>-719±664</b>	<b>-767±671</b>

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

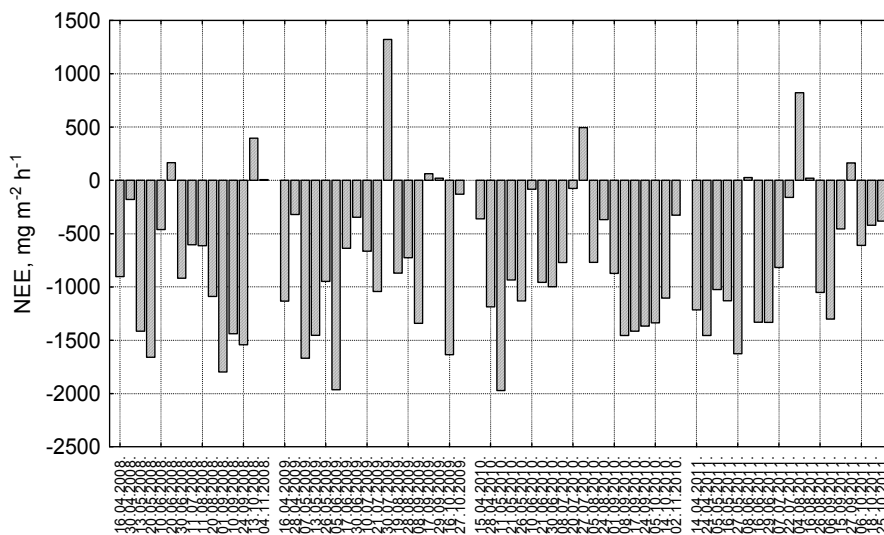
energii słonecznej (tab. 3), była prawie czterokrotnie mniejsza niż w maju. Tak duża różnica *NEE* wynikała przypuszczalnie ze znacznie mniejszej wilgotności gleby, która w lipcu wynosiła średnio 37,6% obj. (tab. 3). Niedobór wody w glebie powoduje spadek turgoru w komórkach roślin i zamknięcie aparatów szparkowych, a tym samym ograniczenie dopływu  $\text{CO}_2$  do chloroplastów i tempa fotosyntezy. Bardzo wyraźny wpływ stresu wodnego na wydajność fotosyntezy stwierdzili SAKOWSKA i in. [2012] w uprawie ziemniaka.

W poszczególnych terminach wartość wymiany ekosystemu netto wynosiła od -1972 do 1322  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . Minimalne wartości *NEE* uzyskiwano w okresach dobrego zaopatrzenia roślin w wodę i dużej biomasy roślin. Maksymalną wartość *NEE* uzyskano 30.07.2009 r., w warunkach prowadzenia pomiarów bezpośrednio po skoszeniu II pokosu traw (rys. 3).

**Fotosynteza brutto.** Fotosynteza brutto ( $P_G$ ) jest parametrem, który określa całkowitą ilość  $\text{CO}_2$  pobranego przez rośliny w procesie fotosyntezy. W okresie badań średnia wartość fotosyntezy brutto wynosiła 3051  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  (tab. 5). Największe wartości  $P_G$  stwierdzono w latach o największym dopływie energii słonecznej i jednocześnie niskich sumach opadów w okresie wegetacyjnym, tj. 2009 i 2011 r. (tab. 3). W tych latach wartość  $P_G$  wynosiła średnio 3302  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  i była o 15,2% większa niż w latach 2008 i 2010, w których suma opadów wynosiła ponad 380 mm.

W poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego największą wartość fotosyntezy brutto stwierdzono w maju – średnio w okresie badań 4098  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . W czerwcu wydajność fotosyntezy brutto była o 17,6% mniejsza niż w maju, co było związane z koszeniem runi i zmniejszeniem biomasy roślin. W lipcu, pomimo że średnia biomasa roślin była podobna jak w maju, wartość  $P_G$  wynosiła 2886  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  i była o 29,6% mniejsza niż w maju (tab. 5). Jak już wspomniano ograniczenie pobierania  $\text{CO}_2$  przez rośliny w tym miesiącu było związane z niedosta-





Rys. 3. Wartości wymiany ekosystemu netto w poszczególnych terminach okresu wegetacyjnego; źródło: wyniki własne

Fig. 3. Net ecosystem exchange values on particular dates of the growing season; source: own studies

**Tabela 5.** Średnie miesięczne wartości fotosyntezy brutto  $P_G$ ,  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

**Table 5.** Mean monthly values of gross photosynthesis  $P_G$ ,  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

Miesiąc Month	Rok Year				Średnia Mean
	2008	2009	2010	2011	
IV	2706±775	4163±1199	3004±1927	4280±2102	3538±1343
V	3475±120	3673±349	4374±1392	4871±414	4098±812
VI	1472±529	4805±345	2813±449	4424±318	3378±1104
VII	3285±8	2611±1693	2721±640	2927±803	2886±932
VIII	3653±363	3617±523	2562±203	2713±1379	3136±699
IX	3456±322	2401±1131	2915±377	2451±1334	2806±853
X	759±74	1849±843	2004±680	1433±253	1511±588
<b>Średnia Mean</b>	<b>2686±904</b>	<b>3303±1139</b>	<b>2913±920</b>	<b>3300±1291</b>	<b>3051±1073</b>

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

tecznym zaopatrzeniem roślin w wodę. Natomiast zmniejszanie się fotosyntezy brutto w kolejnych miesiącach, tj. sierpniu, wrześniu i październiku było związane ze zmniejszeniem się natężenia energii słonecznej (tab. 3).

**Bilans węgla.** Na podstawie pomierzonych wartości fotosyntezy brutto oraz ogólnej aktywności respiracyjnej obliczono bilans węgla w badanym ekosystemie łąkowym. Pomimo przyjętych uproszczeń przedstawiony bilans umożliwia, z pewnym przybliżeniem, określenie wielkości obiegu węgla w ekosystemie łąkowym,

a także określenie, w jakich warunkach i terminach straty lub przychody węgla były największe.

W okresie wegetacyjnym roślinność łąkowa pobierała średnio  $-78,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$   $\text{CO}_2$ , natomiast emisja  $\text{CO}_2$  z ekosystemu łąkowego wynosiła  $90,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$   $\text{CO}_2$ . Oznacza to, że średnio w okresie wegetacyjnym straty węgla, wyrażone w ekwiwalencie  $\text{CO}_2$ , wynosiły  $11,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Uwzględniając straty węgla związane ze zbiorem siana, sumaryczne średnie straty  $\text{CO}_2$  wynosiły  $21,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Oznacza to ubytek  $5,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  węgla lub stratę  $10,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  masy organicznej o zawartości 56% węgla (tab. 6).

**Tabela 6.** Bilans  $\text{CO}_2$  w poszczególnych latach,  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot(\text{miesiąc})^{-1}$

**Table 6.**  $\text{CO}_2$  balance in particular years,  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot(\text{miesiąc})^{-1}$

Parametr Parameter	Miesiąc Month	Rok Year				Średnia Mean	
		2008	2009	2010	2011		
$P_G$	IV	-9,1	-14,0	-10,1	-14,4	-11,9	
	V	-13,6	-14,4	-17,2	-19,1	-16,1	
	VI	-6,0	-19,4	-11,4	-24,4	-15,3	
	VII	-13,1	-10,6	-11,0	-11,9	-11,7	
	VIII	-13,3	-13,2	-9,4	-9,8	-11,5	
	IX	-10,5	-7,3	-8,9	-7,5	-8,5	
	X	-2,0	-4,9	-5,3	-3,8	-4,0	
	<b>Suma Sum</b>	<b>-67,7</b>	<b>-83,8</b>	<b>-73,3</b>	<b>-90,8</b>	<b>-78,9</b>	
	$TER$	IV	11,8	18,8	12,2	16,1	14,7
		V	11,0	13,2	17,3	20,6	15,5
VI		7,3	21,2	11,8	26,1	16,6	
VII		14,2	14,2	14,9	13,9	14,3	
VIII		15,9	16,0	10,8	14,6	14,3	
IX		10,1	10,7	8,1	10,4	9,8	
X		5,3	5,4	6,0	5,3	5,5	
<b>Suma Sum</b>		<b>75,7</b>	<b>99,4</b>	<b>81,1</b>	<b>107,1</b>	<b>90,8</b>	
Bilans = $P_G + TER$ Balance = $P_G + TER$		IV	2,7	4,8	2,1	1,7	2,8
		V	-2,6	-1,2	0,1	1,4	-0,6
	VI	1,4	1,8	0,5	1,7	1,3	
	VII	1,1	3,6	3,8	2,1	2,6	
	VIII	2,5	2,8	1,4	4,8	2,9	
	IX	-0,4	3,4	-0,7	2,9	1,3	
	X	3,3	0,5	0,7	1,6	1,5	
	<b>Suma Sum</b>	<b>8,0</b>	<b>15,6</b>	<b>7,9</b>	<b>16,2</b>	<b>11,9</b>	
	<b><math>\text{CO}_2</math> z plonu <math>\text{CO}_2</math> from yield</b>	<b>11,4</b>	<b>9,2</b>	<b>7,3</b>	<b>11,4</b>	<b>9,8</b>	
	<b><math>B = P_G + TER + \text{CO}_2</math> z plonu <math>B</math> from yield</b>	<b>19,5</b>	<b>24,8</b>	<b>15,1</b>	<b>27,6</b>	<b>21,7</b>	

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

Obliczone straty masy organicznej z wykorzystaniem pomiarów strumieni emisji CO<sub>2</sub> są bardzo podobne do wartości określanych na podstawie zmian miąższości złoza i gęstości objętościowej gleby. Według OKRUSZKO i PIAŚCIKA [1990], średnie ubytki masy organicznej w Polsce wynoszą 10,0 Mg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>. GOTKIEWICZ i SZUNIEWICZ [1987] – na podstawie 24-letnich badań – określili ubytki masy organicznej na 15,6 Mg·ha<sup>-1</sup>. SZYMANOWSKI [1997], stosując metodę izolowanych próbek, określił straty masy organicznej na 8,5–15,8 Mg·ha<sup>-1</sup>. JURCZUK [2000] na podstawie 30-letnich badań stwierdził, że roczne ubytki masy organicznej w zmeliorowanych glebach organicznych wynosiły 5,0–5,3 Mg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>, przy czym w pierwszym pięcioleciu straty te wynosiły 9,3–11,7 Mg·ha<sup>-1</sup>.

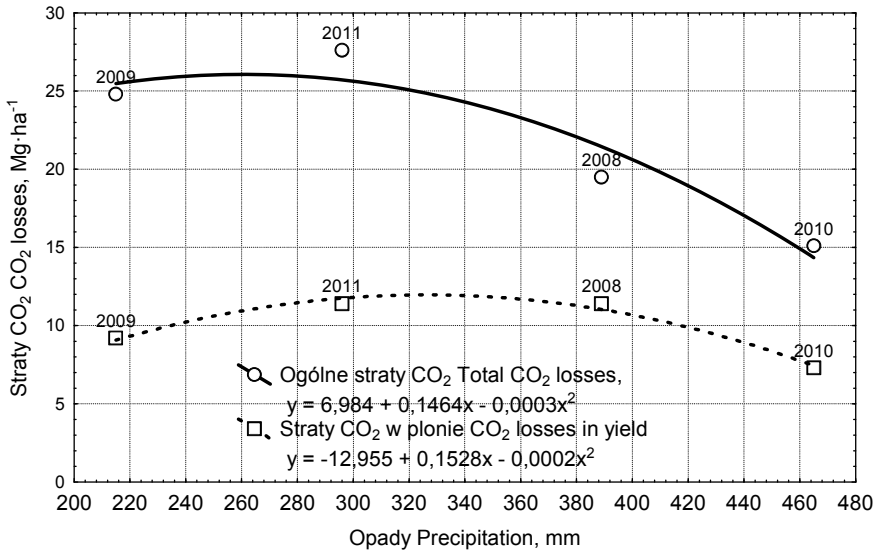
Mniejsze straty masy organicznej w glebach torfowych stwierdzono wykorzystując metody pomiaru strumieni emisji CO<sub>2</sub>. MALJANEN i in. [2004], stosując metodę komorową, określili straty CO<sub>2</sub> w użytkowanej łąkowo glebie torfowej w Finlandii na poziomie 330 g C-CO<sub>2</sub>·m<sup>-2</sup>·rok<sup>-1</sup> (5,9 Mg·ha<sup>-1</sup> masy organicznej). NIEVEEN i in. [2005] metodą kowariancji wirów określili straty węgla w użytkowanej pastwiskowo glebie torfowej w Nowej Zelandii na 1061 kg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup> (1,9 Mg·ha<sup>-1</sup> masy organicznej). Większe straty w dolinie Noteci mogły być związane z intensywniejszym odwodnieniem torfowiska. MALJANEN i in. [2004] wykazali natomiast znacznie większe straty węgla w warunkach stosowania uprawy ornej torfowisk. Na torfowisku, na którym uprawiano jęczmień, straty węgla wynosiły 830 g C-CO<sub>2</sub>·m<sup>-2</sup>·rok<sup>-1</sup> (14,8 Mg·ha<sup>-1</sup> masy organicznej).

Analizując bilans węgla w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego stwierdzono, że w okresie badań akumulacja węgla zachodziła tylko w maju i wynosiła średnio -0,6 Mg·ha<sup>-1</sup>. W pozostałych miesiącach stwierdzono straty węgla. Największe straty węgla, w formie CO<sub>2</sub>, stwierdzono w kwietniu – 2,8 Mg·ha<sup>-1</sup>, oraz w miesiącach letnich, tj. w sierpniu i lipcu, odpowiednio 2,40 i 2,27 Mg·ha<sup>-1</sup>.

Analizując wpływ warunków meteorologicznych na straty węgla w ekosystemie łąkowym można stwierdzić, że były one zależne głównie od wielkości opadów (rys. 4). Największe straty węgla stwierdzono w latach o niskich sumach opadów, tj. w 2009 i 2011 r., odpowiednio 24,8 i 27,6 Mg·ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub>, a najmniejsze w latach, w których sumy opadów wynosiły ponad 380 mm, tj. w 2008 i 2010 r. – odpowiednio 19,5 i 15,1 Mg·ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub>.

Można przypuszczać, że w warunkach niedoboru wody w warstwie korzeniowej rośliny pobierały wodę z głębiej położonych warstw gleby, co powodowało intensywniejszy rozwój systemów korzeniowych. Większa biomasa korzeni stymulowała aktywność mikroorganizmów ryzosferowych, a w efekcie zwiększenie tempa mineralizacji organicznej masy glebowej i strat węgla. Większą biomasę korzeni w warunkach przesuszenia gleby w stosunku do lat wilgotnych stwierdził RUSSELL [1977].

W okresach wegetacyjnych o ponadprzeciętnej sumie opadów zaopatrzenie roślin w wodę w warstwie korzeniowej było korzystne, co ograniczało rozwój systemów korzeniowych roślin, a tym samym aktywność respiracyjną organizmów ry-



Rys. 4. Zależności między sumą opadów a ogólną stratą węgla i stratą węgla w plonie; źródło: wyniki własne

Fig. 4. Relationships between the sum precipitation and total carbon loss and carbon loss in yield; source: own studies

zosferowych i tempo mineralizacji masy organicznej. W efekcie straty węgla w latach mokrych były znacznie mniejsze niż w latach suchych.

## WNIOSKI

1. W latach 2008–2011 średnia aktywność respiracyjna ekosystemu łąkowego na glebie torfowo-murszowej wynosiła  $2240 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . Wartości TER w poszczególnych terminach pomiarów mieściły się w zakresie od 700 do  $4682 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ .

2. W warunkach dopływu energii słonecznej intensywność procesu pochłaniania CO<sub>2</sub> przez rośliny w procesie fotosyntezy była znacznie większa niż emisja CO<sub>2</sub> z ekosystemu. W okresie badań średnia wartość wymiany ekosystemu netto na glebie torfowo-murszowej wynosiła  $-767 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , a w poszczególnych terminach od  $-1972$  do  $1322 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ .

3. Fotosynteza brutto była zależna od ilości dostarczanej do ekosystemu energii słonecznej. Maksymalne wartości fotosyntezy stwierdzono w okresach wegetacyjnych, w których natężenie energii świetlnej było największe. W okresie badań średnia wartość fotosyntezy brutto wynosiła  $3051 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ .

4. Ekosystem łąkowy na glebie torfowo-murszowej był emitentem netto CO<sub>2</sub>. Straty węgla, wyrażone w ekwiwalencie CO<sub>2</sub>, wynosiły średnio w okresie badań

21,7 Mg·ha<sup>-1</sup>. Oznacza to ubytek 5,9 Mg·ha<sup>-1</sup> węgla lub stratę 10,6 Mg·ha<sup>-1</sup> masy organicznej o zawartości 56% węgla.

5. Straty węgla w okresie wegetacyjnym były zależne od wielkości opadów. W roku o sumie opadów wynoszącej 465 mm straty węgla w glebie torfowej były prawie o 40% mniejsze niż w roku o sumie opadów 215 mm.

## LITERATURA

- ALM J., TALANOV A., SAARNIO S., SILVOLA J., IKKONEN E., AALTONEN H., NYKÄNEN H., MARTIKAINEN P. 1997. Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia*. Vol. 110 s. 423–431.
- CZAPLAK I., DEMBEK W. 2000. Torfowiska Polski jako źródło emisji dwutlenku węgla. *Zeszyty Edukacyjne*. Nr 6. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 61–71.
- FRĄCOWIAK H. 1995. Wpływ głębokości odwodnienia gleb organicznych użytkowanych łąkowo na przebieg mineralizacji azotu i masy organicznej. W: *Torfoznawstwo w badaniach naukowych i praktyce*. Materiały Seminaryjne IMUZ. Nr 34 s. 185–190.
- FRĄCOWIAK H., FELIŃSKI T., 1994. Obniżanie się powierzchni łąkowych gleb organicznych w warunkach intensywnego przesuszenia. *Wiadomości IMUZ*. T. 18. Z. 2 s. 29–35.
- 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., 2000. Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*. Nr 96 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*. Praca zbior. 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., 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.
- NIEVEEN J. P., CAMPBELL D. I., SCHIPPER L. A., BLAIR I. J. 2005. Carbon exchange of grazed pasture on a drained peat soil. *Global Change Biology*. Vol. 11 s. 607–618.
- OKRUSZKO H., PIAŚCIK H. 1990. Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Olsztyn. Wydaw. ART ss. 291.
- ROGUSKI W. 1971. Kształtowanie się siedlisk łąkowych na torfach w wyniku osiadania torfów i mineralizacji masy organicznej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 114 s. 83–87.
- RUSSELL E. J. 1977. *Plant Root systems: their function and interaction with the soil*. London; McGraw-Hill Book Company Ltd. ISBN 0-07-084068-7 ss. 281.
- SAKOWSKA K., JUSZCZAK R., UZDZICKA B., OLEJNIK J. 2012. Zmienność dobową strumieni CO<sub>2</sub> wymienianych między atmosferą a różnymi uprawami rolniczymi. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 12. Z. 2 s. 221–244.
- SZYMANOWSKI M. 1997. Wstępna ocena tempa mineralizacji różnie odwodnionych gleb torfowych metodą częściowo izolowanych próbek. *Wiadomości IMUZ*. T. 19. Z. 2 s. 43–60.

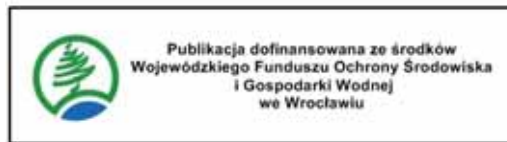
Janusz TURBIAK

## CARBON BALANCE IN GRASSLAND ECOSYSTEM ON A MODERATELY DECOMPOSED PEAT-MUCK SOIL

**Key words:** carbon balance, grassland ecosystem, gross photosynthesis, net ecosystem exchange, peat-muck soil, total respiration activity

### S u m m a r y

Results of measurements of CO<sub>2</sub> emission fluxes in grassland ecosystem on a peat-muck soil are presented in the paper. The studies were carried out in the Noteć River valley in the years 2008–2011. CO<sub>2</sub> fluxes were measured with the method of closed static chambers using a diffusive meter. Total ecosystem respiration activity *TER* and net ecosystem exchange *NEE* were measured. Total respiration activity of grassland ecosystem on peat-muck soil was on average 2240 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>, whereas net ecosystem exchange value – 767 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>. Calculated plant uptake during the growing season was on average 78.9 Mg ha<sup>-1</sup> of CO<sub>2</sub>, whereas CO<sub>2</sub> emission from the ecosystem was 90.8 Mg·ha<sup>-1</sup>. It was found that grassland ecosystem was a net emitter of CO<sub>2</sub>. Carbon losses expressed in CO<sub>2</sub> equivalent were on average 21.8 Mg·ha<sup>-1</sup> during the study period. This means a loss of 5.9 Mg·ha<sup>-1</sup> of carbon or a loss of 10.6 Mg·ha<sup>-1</sup> of organic mass with a carbon content of 56%.



**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@itep.edu.pl