

**Antoni Faber**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy  
w Puławach*

## PRZYRODNICZE SKUTKI UPRAWY ROŚLIN ENERGETYCZNYCH\*

### Wstęp

Produkcja roślin przeznaczonych na cele energetyczne ma osiągnąć w UE 15 mln ha do 2010 r. i 25 mln ha do 2030 r. (18). W okresie do 2020 r. na produkcję paliw płynnych pierwszej generacji przeznaczane będą głównie zboża (bioetanol) oraz nasiona rzepaku (biodiesel). Od 2020 r. przewiduje się zastąpienie tych roślin, o niskiej efektywności energetycznej, roślinami lignino-celulozowymi (m.in.: wierzba, topola, miskant, ślazier, resztki poźniwne i inne), które wykorzystywane będą w produkcji paliw płynnych drugiej generacji (rys. 1). Jednocześnie rozwijana będzie produkcja wieloletnich roślin przeznaczonych dla energetyki zawodowej i komunalnej (rys. 1).

Plantacje roślin energetycznych muszą być lokalizowane w pobliżu zakładów przetwórczych ze względu na konieczność ograniczania kosztów transportu biomasy. Może to prowadzić do lokalnego wzrostu ich udziału w strukturze zasiewów. Nadmierna koncentracja powierzchni upraw roślin energetycznych może mieć negatywne skutki agronomiczne i środowiskowe. Skutki wielkoobszarowych nasadzeń roślin przeznaczonych na cele energetyczne nie są ani w Polsce, ani też w UE rozeznane, ze względu na to, że nasadzenia takie jeszcze nie istnieją. W opracowaniu do scharakteryzowania skutków przyrodniczych uprawy roślin energetycznych wykorzystano istniejące dane literaturowe, które nie mogą jednak pretendować do precyzyjnego określenia ewentualnych skutków produkcji wielkoobszarowej. W opracowaniu pominięto szersze omawianie przyrodniczych skutków produkcji na gruntach rolnych surowców przeznaczonych do produkcji paliw płynnych pierwszej generacji. Obecnie uważa się, że wzrost produkcji tych surowców przyniesie więcej szkód niż korzyści. W tym między innymi: zwiększenie wylesień, wzrost emisji gazów cieplarnianych, negatywne skutki środowiskowe, pogorszenie samowystarczalności żywnościowej, pogłębienie degradacji gleb, zmniejszenie bioróżnorodności oraz zwiększone wyczerpywanie zasobów naturalnych (7).

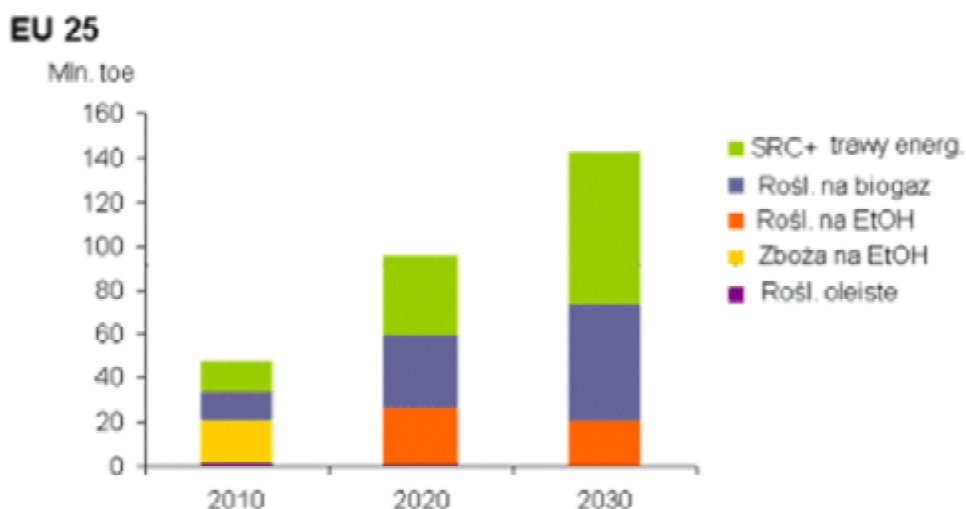
---

\* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.8 w programie wieloletnim IUNG - PIB

### Przeciwdziałanie zmianom klimatu

Najistotniejszym powodem lansowania produkcji biomasy na cele energetyczne jest chęć przeciwdziałania zmianom klimatu. W literaturze popularnej jako argument na rzecz tego, bezdyskusyjnie niezbędnego działania, ukuto slogan, że produkcja i energetyczne wykorzystanie biomasy jest neutralne pod względem emisji dwutlenku węgla. Innymi słowy, że rośliny wykorzystywane energetycznie uwalniają węgiel, który wcześniej zasymilowały. Teza ta jest w oczywisty sposób nieuprawniona, ponieważ z produkcją roślin energetycznych związane są pewne bezpośrednie (spalanie oleju napędowego w trakcie zabiegów uprawowych) i pośrednie (produkcja nawozów, środków ochrony roślin) emisje gazów cieplarnianych. Pewne ilości podtlenku azotu, antropogenicznego gazu cieplarnianego o wysokim równoważniku cieplnym, są uwalniane ze stosowanych nawozów azotowych oraz resztek poźniwnych. Wymienione emisje gazów cieplarnianych muszą być uwzględniane w bilansach ich emisji.

W ostatnim czasie głośnym echem odbiła się publikacja Paula Crutzena, laureata Nagrody Nobla, który w sposób prosty wykazał, że produkcja paliw płynnych pierwszej generacji ze zbóż i rzepaku może się przyczyniać do ocieplenia klimatu (6). W szacunkach uwzględniono jedynie emisję podtlenku azotu, związaną z produkcją tych paliw, oraz zaoszczędzoną emisję CO<sub>2</sub> w porównaniu z paliwami konwencjonalnymi (tab. 1). Wartości wskaźnika ocieplenia (Meq/M) większe od jedności wskazują, że produkcja i wykorzystanie paliw przyczyniać się będzie do ocieplenia klimatu. Z przedstawionych szacunków wynika, że jedynie bioetanol produkowany z trzciny cukrowej powodować będzie zmniejszenie efektu cieplarnianego.



Rys. 1. Przewidywane zapotrzebowanie na rośliny energetyczne według asortymentu  
Źródło: Wiesenthal T. i in., 2006 (18).

Tabela 1

Względne ocieplenie klimatu wynikające z emisji N<sub>2</sub>O w stosunku do oszczędności emisji CO<sub>2</sub> w porównaniu z paliwami konwencjonalnymi w zależności od zawartości azotu w roślinach

Roślina	Zawartość azotu (g N kg <sup>-1</sup> s.m.)	Względne ocieplenie (Meq/M)	Paliwo
Rzepak	39	1,0-1,7	biodiesel
Kukurydza	15	0,9-1,5	bioetanol
Trzcina cukrowa	7,3	0,5-0,9	bioetanol

Źródło: Crutzen P. J. i in., 2008 (6).

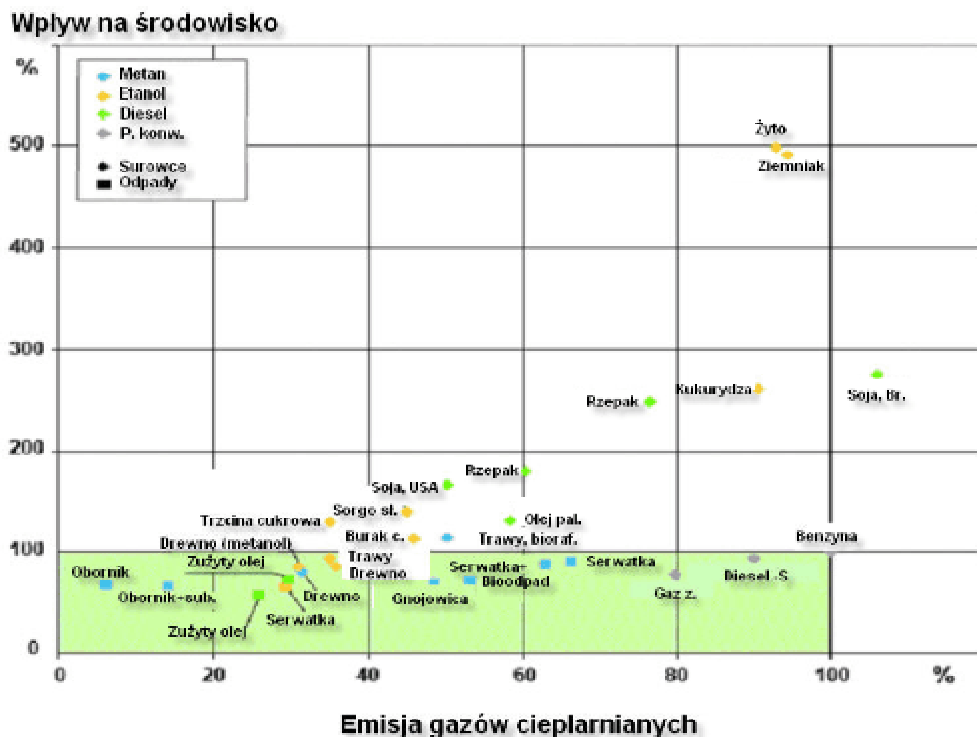
Crutzen i in. (6) podkreślają, że pełniejszą ocenę skutków środowiskowych produkcji i wykorzystania biopaliw może dać zastosowanie analizy ich cyklu trwania (LCA – Life Cycle Assessment). Jest to metoda oceny uwzględniająca co najmniej: bilans energetyczny, emisję gazów cieplarnianych, eutrofizację, zakwaszenie, ekotoksyczność, toksyczność dla człowieka, działania rakotwórcze. Prowadzi się ją w pełnym łańcuchu produkcji i wykorzystania określonego produktu. W przypadku biopaliw od wyprodukowania materiału rozmnożeniowego do założenia plantacji, poprzez uprawę, zbiór, transport, budowę i wykorzystywanie instalacji do przetwarzania biomasy, aż po zagospodarowanie odpadów powstających w produkcji energii.

Analiz takich przeprowadzono wiele, tu przytoczono szeroko zakrojone badania biopaliw (19), w których zastosowano zmodyfikowaną metodę LCA, pozwalającą rozpatrywać zależność pomiędzy emisją gazów cieplarnianych a oddziaływaniem środowiskowym podczas ich produkcji – wyrażonym jednym uniwersalnym wskaźnikiem (rys. 2). Wyniki analiz przedstawiono w wartościach względnych, przyjmując skutki środowiskowe wykorzystywania benzyny za 100%. Większość biopaliw charakteryzowała się gorszym wpływem na środowisko niż benzyna. Etanol z kukurydzy (USA) charakteryzował się niekorzystnym wpływem na środowisko, etanol z trzciny cukrowej i buraków miał wpływ tylko nieco lepszy od benzyny. Biodiesel miał, z wyjątkiem produkowanego ze zużytego oleju, generalnie negatywny wpływ na środowisko. Biopaliwa produkowane z drewna miały mniejszy wpływ na środowisko niż benzyna, co dodatkowo uzasadnia celowość dążenia do uruchomienia produkcji paliw drugiej generacji.

Podsumowując najnowsze oceny wpływu produkcji i wykorzystania biomasy na zmiany klimatu można stwierdzić, że wpływy korzystne mogą być znacznie mniejsze niż wcześniej sądzono.

### Wpływ uprawy roślin energetycznych na gleby

W uprawach roślin energetycznych pewna ilość zasymilowanego przez rośliny węgla trafia do gleby wraz z opadającymi liśćmi oraz obumierającymi korzeniami. Ponad 80% tej ilości przekształcane jest w CO<sub>2</sub> w procesie oddychania gleby, zaś pozostała część ulega stopniowemu przekształcaniu w próchnicę. Proces ten określanym jest mianem sekwestracji węgla. Zależy on od warunków klimatycznych, składu



Rys. 2. Emisja GHG z biopaliw na tle ogólnego wskaźnika wpływu na środowisko (benzyna =100%)  
 Źródło: Zah R. i in., 2007 (19).

granulometrycznego gleby oraz początkowej zawartości próchnicy w glebie. W uprawach roślin energetycznych sekwestracja węgla zachodzi w powierzchniowej warstwie profilu glebowego (do 10 cm). Czasem jednak przyrost w powierzchniowej warstwie gleby równoważony jest spadkiem zawartości substancji organicznej w poziomach głębszych (11). Sekwestracja węgla może nie zachodzić w przypadku lokalizowania plantacji wierzby i topoli na użytkach zielonych. W takich przypadkach notowano nawet spadki zawartości węgla w glebie dochodzące do 15% (11). Sekwestracja węgla w uprawach miskanta zależała od składu granulometrycznego gleby oraz wieku plantacji. Wahała się ona w zakresie od  $0,78$  do  $1,13 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  w 100 cm warstwie gleby (8). Przekształcenie gruntu ornego w plantację wierzby może dawać sekwestrację węgla rzędu  $0,55$ - $0,83 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  (12).

Wielkość sekwestracji węgla w glebie w uprawach roślin energetycznych ma istotne znaczenie dla ogólnego bilansu węgla, a co za tym idzie bilansu emisji gazów cieplarnianych. Przyjmuje się w analizach LCA, że emisja gazów cieplarnianych w uprawach wierzby i miskanta jest znacznie mniejsza niż w uprawach rzepaku, użytków zielonych i pszenicy (5). Wynika stąd, że uprawy te będą charakteryzowały się dodatnim bilansem węgla i ograniczaniem efektu cieplarnianego, co potwierdzają wyniki przedstawione przez C r u t z e n a i in. (6) oraz Z a h a i in. (19). Wzrost zawartości

Tabela 2

Całkowita emisja gazów cieplarnianych dla różnych roślin i użytków (ekwiwalenty t C · ha<sup>-1</sup> · r<sup>-1</sup>)

Roślina	Emisja
Rzepak	0,550
Wierzba	0,114
Miskant	0,131
Las	0,031
Użytek zielony	0,492
Pszenvica (uprawa konwencjonalna)	0,583
Pszenvica (uprawa uproszczona)	0,572

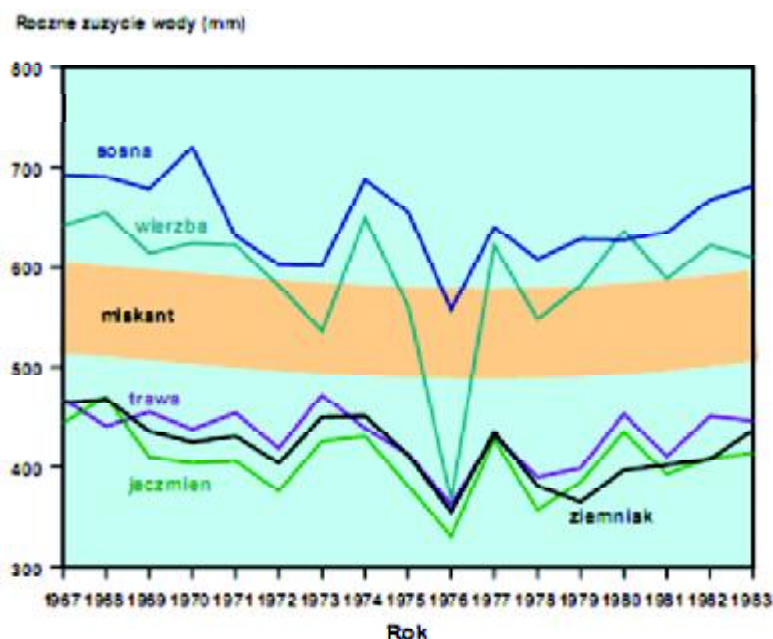
Źródło: Clair S. S. i in., 2008 (5).

węgla w glebie na tych plantacjach przyczynia się pośrednio do poprawy: tekstury, pojemności wodnej oraz żyzności gleby (16).

Trwale plantacje roślin energetycznych charakteryzują się znacznie większą efektywnością wykorzystywania azotu w porównaniu z uprawami tradycyjnymi. Współczynnik wykorzystania azotu osiągać może wartość 0,85 (15), podczas gdy dla tradycyjnych upraw rolniczych rzadko jest większy od 0,50. Zwiększona efektywność pobierania azotu sprawia, że w nienawożonych uprawach wierzby wymywanie azotanów zmniejsza się o około 25 kg · ha<sup>-1</sup> · r<sup>-1</sup> w porównaniu z intensywnie użytkowanymi gruntami ornymi (13). Wynik ten może być odniesiony do plantacji 2- i 3-letnich, których z reguły nie nawozi się azotem. Pod odrosty pierwszoroczne zaleca się stosować nawożenie azotem w dawkach do 100 kg · ha<sup>-1</sup> w przypadku wierzby oraz do 88 kg · ha<sup>-1</sup> w przypadku miskanta (9, 14). Są to dawki, które wystarczająco chronią wody gruntowe przed zanieczyszczeniem azotanami. Bowiem nawet przy nawożeniu wierzby dawkami 220-244 kg N · ha<sup>-1</sup> maksymalne wymycie azotanów wynosiło 9,7 kg · ha<sup>-1</sup> (1). Według tych badań nawożenie wierzby dawkami 160-190 kg N · ha<sup>-1</sup> nie będzie powodować znaczącego wymycia azotu. Nieco większe wymycie azotanów może być notowane w uprawach miskanta. W przypadku nawożenia tej rośliny dawkami 0, 60 i 120 kg N · ha<sup>-1</sup> wymycie azotu w trzecim roku uprawy wynosiło odpowiednio: 3, 11 i 30 kg N · ha<sup>-1</sup> (4). Tak więc wymycie azotu z racjonalnie nawożonych trwałych plantacji roślin energetycznych będzie mniejsze niż z tradycyjnych upraw rolniczych (30-60 kg N · ha<sup>-1</sup>). Zdolności wierzby do efektywnego pobierania azotu i innych składników mineralnych od dawna są wykorzystywane do fitoremediacji zanieczyszczonych wód i gleb.

### Wpływ uprawy roślin energetycznych na wykorzystywanie zasobów wody

Wieloletnie uprawy roślin energetycznych produkują z reguły większe ilości biomasy od tradycyjnych roślin uprawnych, dlatego mają większe od nich wymagania wodne (rys. 3). Roczne zużycie wody przez wierzbę waha się w granicach 550-650 mm w okresie wegetacji, zaś miskanta 510-600 mm (10). Oznacza to, że w warunkach



Rys. 3. Zużycie wody w sezonie wegetacyjnym przez rośliny wykorzystywane na cele energetyczne  
Źródło: Hall R. L., 2003 (10).

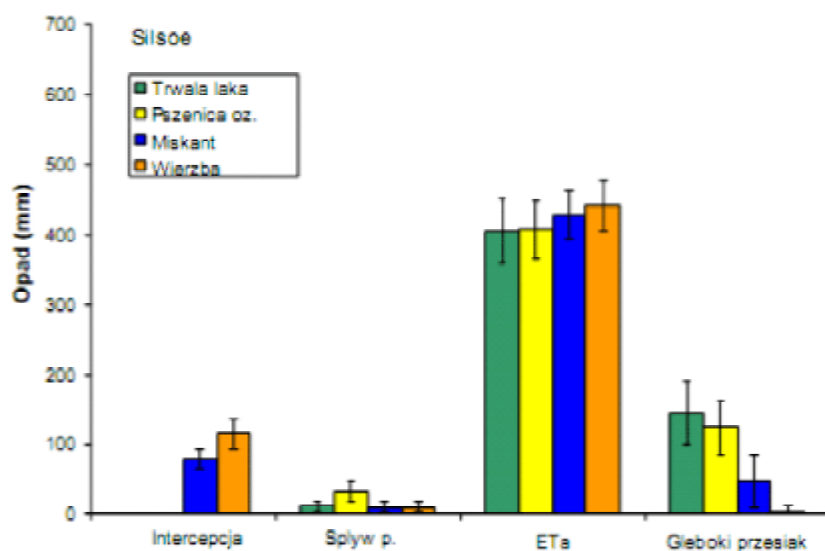
Polski konieczne będzie lokalizowanie tych upraw na gruntach o zwierciadle wody gruntowej powyżej 2 m. W takich warunkach rośliny uzupełniać będą niewystarczające ilości opadów pobierając do 200 mm wody z wód gruntowych. Może to obniżyć poziom zalegania płytkich wód gruntowych nawet o 1 m.

W rozdysponowaniu opadów na plantacjach roślin energetycznych uwagę zwraca zwłaszcza wysoka intercepcja opadu przez wierzbę i młakanta, mały spływ powierzchniowy wody oraz znikoma infiltracja wody w głąb profilu na plantacjach tych roślin (rys. 4).

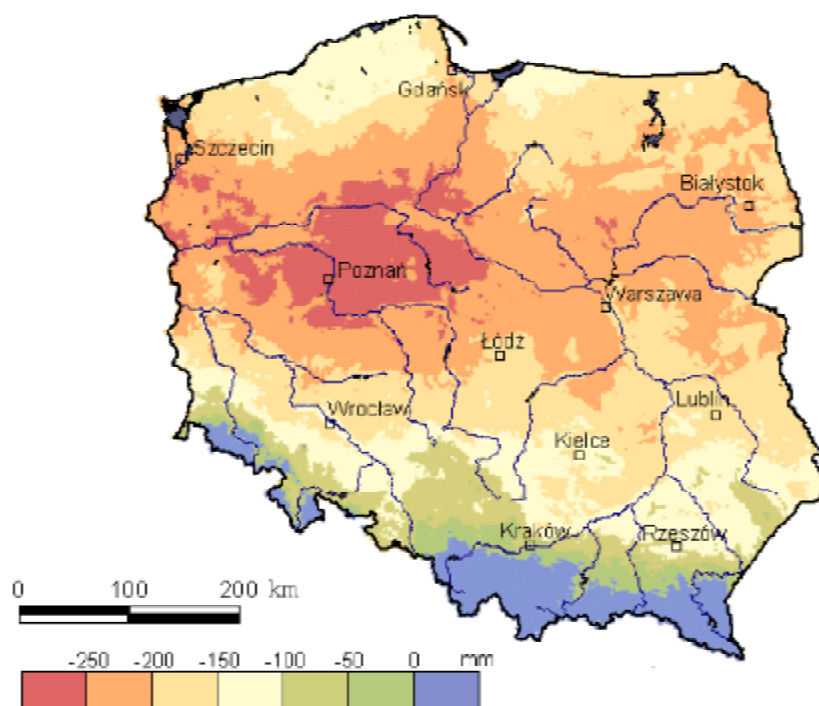
W konsekwencji oznacza to, że przy wielkoobszarowych nasadzeniach tych roślin należy się liczyć ze zmniejszonym zasilaniem wód gruntowych przez opady. Jest to przesłanka, która nakazuje potrzebę dogłębnego analizowania skutków hydrologicznych takich nasadzeń w obrębie poszczególnych zlewni, ale również kraju. W Polsce na przeważającym obszarze mamy do czynienia z ujemnym klimatycznym bilansem wody (rys. 5).

Bilans ten wskutek spodziewanych zmian klimatu może się jeszcze pogorszyć – od -10% przy scenariuszu optymistycznym do -50% przy scenariuszu pesymistycznym. Nakazuje to potrzebę wielkiej rozważności w lokalizacji plantacji roślin energetycznych. Spodziewać się należy, że niekorzystne warunki wodne ograniczą wielkość arealu wieloletnich upraw roślin energetycznych w Polsce do około 1 mln ha.

Planując i prowadząc produkcję roślin na cele energetyczne należy zwracać również baczną uwagę na efektywność wykorzystywania wody. Jest ona, jak wykazują



Rys. 4. Rozdysponowanie opadów w różnych uprawach  
 Źródło: Hall R. L., 2003 (10).



Rys. 5. Wieloletni klimatyczny bilans wodny od kwietnia do września  
 Źródło: IUNG-PIB Puławy.

Tabela 3

Ewapotranspiracja roślin energetycznych na jednostkę surowca oraz na jednostkę bioenergii brutto

Biomasa	Efektywność wykorzystania wody (kg s.m. · ha <sup>-1</sup> · mm <sup>-1</sup> ET)	Ewapotranspiracja roślin	
		Mg GJ <sup>-1</sup> surowca	Mg GJ <sup>-1</sup> bioenergii brutto
<b>Biodiesel</b>			
Rzepak	9-12	46-81	100-175
<b>Etanol</b>			
Trzcina cukrowa	17-33	23-124	37-155
Buraki cukrowe	9-24	57-151	71-188
Kukurydza	7-21	37-190	73-346
Pszenica	6-36	21-199	40-351
<b>Rośliny lignino-celulozowe</b>			
Etanol	10-95		
Metanol		7-68	11-171
Wodór		7-68	10-137
Energia elektryczna		7-68	10-124
		7-68	13-195

Źródło: Berndes G., 2002 (3).

dane przeglądowe, bardzo zróżnicowana (tab. 3). Generalnie jednak wieloletnie rośliny lignino-celulozowe, takie jak wierzba czy miskant, charakteryzują się mniejszą ewapotranspiracją w przeliczeniu na GJ wyprodukowanego surowca lub wyprodukowanej energii brutto w porównaniu z uprawami tradycyjnymi (3). Jest to jednoznaczne z większą efektywnością wykorzystywania przez nie wody.

### Wpływ upraw roślin energetycznych na bioróżnorodność

Najwięcej obaw związanych z wielkoobszarowymi nasadzeniami roślin energetycznych, obok wyczerpywania zasobów wód, budzi ich potencjalny wpływ na bioróżnorodność. W świetle dostępnej literatury są to obawy przynajmniej częściowo bezzasadne.

Stosunkowo dobrze rozpoznany został wpływ uprawy wierzby na bioróżnorodność. Według badań C u n n i n g h a m i n. (cyt. za 16) uprawa ta przyczyniała się do wzrostu bogactwa występującej flory w porównaniu z gruntami ornymi. W okresie czteroletnich badań na plantacjach tej rośliny występowało 133 gatunków roślin, a na porównywalnych powierzchniach gruntów ornich 97 gatunków. W konkluzji tych i innych przeprowadzonych badań oczekuje się, że plantacje wierzby zwiększą zróżnicowanie gatunkowe flory w stosunku do gruntów ornich (16).

Najwięcej obaw dotyczących wpływu na bioróżnorodność odnosi się do występowania ptaków. Są to obawy, jak wynika z przeprowadzonych badań, raczej bezzasadne. Uprawa wierzby miała generalnie pozytywny wpływ na bioróżnorodność ptaków (2, 17). Bogactwo gatunkowe ptaków na plantacjach wierzby było na wiosnę wyraź-



nie większe ( $3,1 \text{ ptaka} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) niż na gruntach ornym ( $0,8 \text{ ptaka} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) oraz użytkach zielonych ( $1,6 \text{ ptaka} \cdot \text{ha}^{-1}$ ); (17). Jakkolwiek zgodzić się trzeba z tezą, że wierzba stwarza dla ptaków gorsze siedliska w porównaniu z leśnymi siedliskami naturalnymi lub półnaturalnymi, wilgotnymi miedzami i ekstensywnymi użytkami zielonymi.

Mniejsze zużycie chemicznych środków ochrony roślin w uprawach wierzby i duża liczba związanych z tą uprawą gatunków roślin przyczynia się do wzrostu bioróżnorodności bezkręgowców w porównaniu z gruntami ornymi (cyt. za 16). Spostrzeżenie to odnosi się również do większej obecności i bogactwa gatunkowego motyli na plantacjach wierzby. Plantacje wierzby są także atrakcyjniejszym siedliskiem dla małych ssaków, płazów i gadów w porównaniu z typowymi uprawami na gruntach ornym.

Bardzo skąpa jest literatura odnosząca się do wpływu uprawy miskanta na bioróżnorodność. Z bardzo wstępnych badań może wynikać, że uprawa tej rośliny będzie stanowić gorsze siedlisko dla flory i fauny niż uprawa wierzby (cyt. za 16).

### **Wpływ uprawy roślin energetycznych na krajobraz**

Wielkoobszarowe monokultury wieloletnich roślin energetycznych będą miały wyraźnie negatywny wpływ na walory estetyczne krajobrazu rolniczego. Zmniejszać będą jego mozaikowate bogactwo. Ze względu na wysokość roślin, dochodzącą w przypadku miskanta do 3 m, zaś trzyletniej wierzby od 5-7 m, uprawy te stanowiąc będą wizualne bariery ograniczające otwarty charakter krajobrazu rolniczego. Ponieważ gleby o wysokim zwierciadle wód gruntowych położone są z reguły w dolinach rzecznych lokalizowanie tam wieloletnich plantacji roślin energetycznych, co jest wymuszone ich potrzebami wodnymi, pogorszy walory krajobrazowe tych dolin. Ze względu na oczywistych plantacje roślin energetycznych nie powinny być lokalizowane na obszarach cennych przyrodniczo.

### **Podsumowanie**

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi wykorzystywanymi na cele energetyczne (tj. pszenica, kukurydza, burak cukrowy czy rzepak) wieloletnie plantacje roślin energetycznych charakteryzują się: lepszym bilansem energii i węgla, większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi (wierzba), zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Mogą mieć natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów oraz niewłaściwego lokalizowania plantacji, ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również wizualne walory krajobrazu.

## Literatura

1. Aronsson P. G., Bergstrom L. F.: Nitrate leaching from lysimeter grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass & Bioenergy*, 2001, **21**: 155-164.
2. Berg A.: Breeding birds in short-rotation coppice on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2002, **90**: 265-276.
3. Berndes G.: Bioenergy and water – the implications of large-scale bioenergy production for water use and supply. *Global Environ. Change*, 2002, **12**: 253-271.
4. Christian D. G., Riche A. B.: Nitrate leaching losses under *Miscanthus* grass planted on a silty clay loam soil. *Soil Use Manage.*, 1998, **14**: 131-135.
5. Clair S. S., Hillier J., Smith P.: Estimating the pre-harvest greenhouse gas cost of energy production. *Biomass & Bioenergy*, 2008 (w druku).
6. Crutzen P. J., Mosier A. R., Smith K. A., Winiwarten W.: N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.*, 2008, **8**: 389-395.
7. EPEA: Food for Fuel? A scientific assessment of environmental and social impacts of first-generation biofuels. 2007, [http://www.epea.com/documents/Biofuels%20SUMMARY -%20English.pdf](http://www.epea.com/documents/Biofuels%20SUMMARY%20English.pdf)
8. Hansen E. M., Christensen B. T., Jensen L. S., Kristense K.: Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by <sup>13</sup>C abundance. *Biomass & Bioenergy*, 2004, **26**: 97-105.
9. Hilton P.: Growing short rotation coppice, best practice guidelines. DEFRA, 2002.
10. Hall R. L.: Grasses for energy production hydrological guidelines. 2003. <http://www.berr.gov.uk/files/file14946.pdf>
11. Jug A., Makeschin F., Rehfuess K. E., Hoffman-Schielle C.: Short rotation plantations of balsam poplars, aspen and willow on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *For Ecol. Manage*, 1999, **121**: 85-99.
12. King J. A., Bradley R. I., Harrison R., Carter A. D.: Carbon sequestration and saving potential associated with changes to the management of agricultural soils in England. *Soil Use Manage.*, 2004, **20**: 394-402.
13. Makeschin F.: Effects of energy forestry on soils. *Biomass & Bioenergy*, 1994, **6**: 63-79.
14. Nixon P., Bullard M.: Planting and growing *Miscanthus*, best practice guidelines. DEFRA, 2001.
15. Nonhebel S.: Energy yields in intensive and extensive biomass production systems. *Biomass & Bioenergy*, 2002, **22**: 159-167.
16. Rowe R. L., Street N. R., Taylor G.: Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in UK. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 2007 (w druku).
17. Sage R. B., Cunningham M., Boatman N.: Birds in willow short-rotation coppice compared to other arable crops in central England and review of bird census data from energy crops in England. *Ibis*, 2006, **148**: 184-197.
18. Wiesenthal T., Mourelatou A., Petersen J. E., Taylor P.: How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? 2006, [http://reports.eea.europa.eu/eea\\_report\\_2006\\_7/en](http://reports.eea.europa.eu/eea_report_2006_7/en)
19. Zah R., Böni H., Gauch M., Hischer R., Lehmann M., Wäger P.: Life cycle assessment of energy products: environmental assessment of biofuels. Executive summary, EMPA – Materials Science & Technology, Federal Office for Energy (BFE), Bern, 2007, p.161 [http://www.bioenergywiki.net/images/8/80/Empa\\_Bioenergie\\_ExecSumm\\_engl.pdf](http://www.bioenergywiki.net/images/8/80/Empa_Bioenergie_ExecSumm_engl.pdf)

Adres do korespondencji:

*prof. dr hab. Antoni Faber*  
*Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki*  
*IUNG-PIB*  
*ul. Czartoryskich 8*  
*24-100 Puławy*  
*tel. (081) 886 34 21*  
e-mail: [faber@iung.pulawy.pl](mailto:faber@iung.pulawy.pl)

