

KODEKS DOBRYCH PRAKTYK ROLNICZYCH

SPRZYJAJĄCYCH BIORÓŻNORODNOŚCI

WYDANIE DRUGIE POPRAWIONE

KODEKS DOBRYCH PRAKTYK ROLNICZYCH SPRZYJAJĄCYCH BIORÓŻNORODNOŚCI jest odpowiedzią na potrzebę poprawy skuteczności ochrony różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym. Szczegółowo omówiono tu różne praktyki rolnicze na gruntach ornych, łąkach i pastwiskach w kontekście ich wpływu na florę, pająki, chrząszcze biegaczowate, owady prostoskrzydłe, owady pszczołowate oraz motyle dzienne, a także ptaki. Dużo miejsca w kodeksie poświęcono również dobrym praktykom rolniczym służącym zachowaniu cennych przyrodniczo siedlisk na trwałych użytkach zielonych. Omówiono w nim ponadto ważny i aktualny temat dotyczący skutecznego zwalczania roślin inwazyjnych. W książce poruszono także stosunkowo nowy i istotny problem zagospodarowania biomasy łąkowej.

Kodeks przeznaczony jest dla różnych grup odbiorców. Ważnym jego adresatem są rolnicy, którzy gospodarują na użytkach rolnych oraz wdrażają programy służące zachowaniu różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym. Kodeks ten jest również źródłem cennych wskazówek dla doradców rolniczych i instytucji odpowiedzialnych za kształt polityki służącej ochronie przyrody na obszarach wiejskich w Polsce. Wreszcie kodeks z zawartą w nim wiedzą na temat wpływu różnych praktyk rolniczych na bioróżnorodność, może stanowić bazę wartościowych informacji dla szerokiego grona odbiorców zainteresowanych tą tematyką.

Kodeks został opracowany w ramach projektu „Ochrona różnorodności gatunkowej cennych przyrodniczo siedlisk na użytkach rolnych na obszarach Natura 2000 w woj. lubelskim” (KIK/25) realizowanego w latach 2011-2016 i współfinansowanego przez Szwajcarię w ramach szwajcarskiego programu współpracy z nowymi krajami członkowskimi Unii Europejskiej.

ISBN: 978-83-7562-238-6

KODEKS DOBRYCH PRAKTYK ROLNICZYCH

SPRZYJAJĄCYCH BIORÓŻNORODNOŚCI

MONOGRAFIA

Jarosław Stalenga, Kamila Brzezińska, Marzena Stańska, Bogumiła Błaszowska, Wojciech Czekala, Beata Feledyn-Szewczyk, Agnieszka Gutkowska, Izabela Hajdamowicz, Grzegorz Kaliszewski, Aleksandra Kazuń, Katarzyna Kotowska, Mariusz Kulik, Beata Nasiłowska, Paweł Radzikowski, Paweł Sienkiewicz, Mariola Staniak, Dariusz Teper, Adam Berbeć, Jacek Dach, Paulina Dzierża, Bernadetta Ebertowska, Magdalena Kowalska, Krzysztof Stasiak, Anna Szczepaniuk, Marta Wielgosz

Wydanie drugie poprawione

Puławy 2016

Publikacja przygotowana w ramach projektu **KIK/25 „Ochrona różnorodności gatunkowej cennych przyrodniczo siedlisk na użytkach rolnych na obszarach Natura 2000 w woj. lubelskim”**.

Projekt współfinansowany przez Szwajcarię w ramach szwajcarskiego programu współpracy z nowymi krajami członkowskimi.

Recenzja: dr hab. Józef Tyburski

Redakcja merytoryczna: Jarosław Stalenga, Kamila Brzezińska, Marzena Stańska

Redakcja techniczna: Marek Jobda. www.przyrodnicza.eu

Zdjęcie na okładce: Paweł Kołodziejczyk

Skład i opracowanie graficzne: Magdalena Skibniewska-Cyrczak. www.cyrczak.com

Druk i oprawa: ELKO, Końskowola

Wydawca:

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
www.iung.pulawy.pl

ISBN: 978-83-7562-238-6

Zalecany sposób cytowania:

Stalenga J., Brzezińska K., Stańska M., Błaszowska B., Czekąła W., Feledyn-Szewczyk B., Gutkowska A., Hajdamowicz I., Kaliszewski G., Kazuń A., Kotowska K., Kulik M., Nasiłowska B., Radzikowski P., Sienkiewicz P., Staniak M., Teper D., Berbeć A., Dach J., Dzierża P., Ebertowska B., Kowalska M., Stasiak K., Szczepaniuk A., Wielgosz M. 2016. Kodeks dobrych praktyk rolniczych sprzyjających bioróżnorodności. Monografia. Wyd. II popr., IUNG-PIB, Puławy.

lub

Stalenga i in. 2016. Kodeks dobrych praktyk rolniczych sprzyjających bioróżnorodności. Monografia. Wyd. II popr., IUNG-PIB, Puławy.

Spis treści

Autorzy.....	7
Wykaz ważniejszych skrótów	11
Definicje ważniejszych terminów.....	11
1. Wstęp	25
2. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności flory na gruntach ornych.....	29
2.1. Znaczenie różnorodności gatunków i odmian roślin uprawnych oraz dzikich gatunków flory w agroekosystemach.....	30
2.2. Jakie korzyści ma rolnik z ochrony różnorodności flory segetalnej na gruntach ornych?	32
2.3. Praktyki rolnicze o pozytywnym wpływie na różnorodność flory na gruntach ornych.....	37
2.3.1. Zróżnicowany płodozmiar, stosowanie zasiewów mieszanych i międzyplonów.....	37
2.3.2. Odpowiedni dobór gatunków i odmian roślin uprawnych.....	39
2.3.3. Konserwująca (bezorkowa) uprawa roli.....	39
2.3.4. Mechaniczne, fizyczne i biologiczne metody ograniczania zachwaszczenia	40
2.3.5. Wprowadzanie nawozów naturalnych i ograniczone stosowanie syntetycznych nawozów mineralnych	41
2.3.6. Ograniczone stosowanie herbicydów	42
2.3.7. Zachowanie zróżnicowanego krajobrazu rolniczego.....	43
2.4. Wpływ różnych systemów produkcji rolniczej na różnorodność flory segetalnej na gruntach ornych	46
2.5. Działania Wspólnej Polityki Rolnej sprzyjające różnorodności flory na gruntach ornych.....	49
2.6. Podsumowanie.....	50
3. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu siedlisk przyrodniczych i dużej różnorodności flory na trwałych użytkach zielonych.....	51
3.1. Dobre praktyki rolnicze na łąkach cennych przyrodniczo	54
3.1.1. Cenne przyrodniczo łąki półnaturalne.....	54
3.1.1.1. Półnaturalne łąki świeże	54

3.1.1.2. Półnaturalne łąki wilgotne	56
3.1.1.3. Półnaturalne łąki zmiennowilgotne	59
3.1.2. Użytkowanie łąk z korzyścią dla przyrody	62
3.1.2.1. Ekstensywne koszenie.....	62
3.1.2.2. Zbiór siana.....	68
3.1.2.3. Techniczne aspekty koszenia i zbioru siana	73
3.1.2.4. Zrównoważony wypas.....	76
3.1.2.5. Umiarkowane nawożenie.....	84
3.1.2.6. Ograniczone wapnowanie	87
3.1.2.7. Inne zabiegi pratotechniczne	89
3.1.2.8. Utrzymywanie odpowiedniego uwilgotnienia podłoża	92
3.1.2.9. Utrzymanie trwałych użytków zielonych	97
3.1.2.10. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach służących ochronie cennych siedlisk łąkowych.....	99
3.1.3. Podsumowanie	101
3.2. Dobre praktyki rolnicze na cennych przyrodniczo murawach	103
3.2.1. Cenne przyrodniczo murawy	103
3.2.1.1. Murawy kserotermiczne.....	104
3.2.1.2. Murawy piaskowe	106
3.2.1.3. Murawy bliźniczkowe i wrzosowiska.....	108
3.2.2. Użytkowanie muraw z korzyścią dla przyrody.....	111
3.2.2.1. Zrównoważony wypas	111
3.2.2.2. Ekstensywne koszenie w zastępstwie wypasu	115
3.2.2.3. Inne zabiegi	116
3.2.2.4. Zachowanie powierzchni muraw	118
3.2.2.5. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach służących ochronie cennych muraw.....	119
3.2.3. Podsumowanie	120
3.3. Dobre praktyki w zwalczaniu roślin inwazyjnych na cennych przyrodniczo użytkach zielonych.....	121
3.3.1. Najgroźniejsze gatunki inwazyjne	123

3.3.2. Zwalczanie gatunków inwazyjnych.....	133
3.3.3. Zwalczanie gatunków inwazyjnych na siedliskach włączonych w działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne.....	139
3.3.4. Podsumowanie	140
4. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające utrzymaniu dużej różnorodności wybranych grup bezkręgowców	141
4.1. Dobre praktyki rolnicze na gruntach ornych.....	155
4.1.1. Pająki.....	155
4.1.2. Chrząszcze biegaczowate.....	163
4.1.3. Owady prostoskrzydłe	168
4.1.4. Owady pszczołowate	170
4.1.5. Motyle dzienne	173
4.1.6. Podsumowanie.....	178
4.2. Dobre praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych.....	180
4.2.1. Pająki.....	180
4.2.2. Chrząszcze biegaczowate.....	190
4.2.3. Owady prostoskrzydłe.....	192
4.2.4. Owady pszczołowate	194
4.2.5. Motyle dzienne	199
4.2.6. Podsumowanie.....	204
5. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności ptaków	205
5.1. Dobre praktyki rolnicze na gruntach ornych	209
5.1.1. Ważne gatunki ptaków związane z gruntami ornymi (środowisko i zagrożenia)	209
5.1.2. Praktyki rolnicze na gruntach ornym wpływające pozytywnie na ptaki.....	213
5.1.3. Podsumowanie	217
5.2. Dobre praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych	218
5.2.1. Ważne gatunki ptaków związane z trwałymi użytkami zielonymi (środowisko i zagrożenia)	218
5.2.2. Praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych wpływające pozytywnie na ptaki ..	223

5.2.3. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach dedykowanych ochronie cennych siedlisk łągowych ptaków	232
5.2.4. Podsumowanie	235
6. Zagospodarowanie biomasy z cennych przyrodniczo użytków zielonych.....	237
6.1. Problemy z zagospodarowaniem biomasy z cennych przyrodniczo łąk	238
6.2. Wykorzystanie biomasy z łąk na cele energetyczne	239
6.3. Produkcja kompostu z biomasy łąkowej.....	244
7. Podsumowanie.....	247
Bibliografia	253
Skorowidz gatunków	287

Autorzy

Lp.	Imię i nazwisko	Afiliacja	Profil merytoryczny autora
1	dr Adam Berbec	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach ul. Czarторыskich 8, 24-100 Puławy aberbec@iung.pulawy.pl	Ekspert w zakresie ekologii chwastów
2	mgr Bogumiła Błaszowska	Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Pomorskie biuro regionalne OTOP ul. Lipowa 4, 84-230 Rumia bogumila.blaszowska@otop.org.pl	Ekspert w zakresie rolnictwa ekologicznego i programu rolnośrodowiskowego, geograf
3	mgr Kamila Brzezińska	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego Al. Hrabaska 3, Falenty, 05-090 Raszyn k.brzezinska@itp.edu.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych oraz programu rolnośrodowiskowego
4	dr inż. Wojciech Czekala	Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu Instytut Inżynierii Biosystemów ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań wojciech@up.poznan.pl	Ekspert w zakresie gospodarki biomasą
5	dr hab. Jacek Dach	Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu Instytut Inżynierii Biosystemów ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań jdach@up.poznan.pl	Ekspert w zakresie gospodarki biomasą
6	mgr Paulina Dzierża	ul. Klemensiewicza 5a m. 78, 01-318 Warszawa pdzierza@gmail.com	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych

Lp.	Imię i nazwisko	Afiliacja	Profil merytoryczny autora
7	mgr inż. Bernadetta Ebertowska	Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Lubelskie biuro regionalne OTOP ul. Traugutta 5, 21-040 Świdnik bernadetta.ebertowska@otop.org.pl	Ekspert w zakresie ekologii ptaków
8	dr hab. Beata Feledyn-Szewczyk	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa –Państwowy Instytut Badawczy w Puławach ul. Czarторыskich 8, 24-100 Puławy bszewczyk@iung.pulawy.pl	Ekspert w zakresie ekologii chwastów
9	dr Agnieszka Gutkowska	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego Al. Hrabka 3, Falenty, 05-090 Raszyn a.gutkowska@itp.edu.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych
10	dr Izabela Hajdamowicz	Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce hajdamo@uph.edu.pl	Ekspert w zakresie ekologii pająków
11	mgr Grzegorz Kaliszewski	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego oddział w Lublinie: ul. Głęboka 29/2, 20-612 Lublin kaliszewskig@gmail.com	Ekspert w zakresie ekologii motyli dziennych
12	dr Aleksandra Kazuń	ul. Górnickiego 3/6, 50-352 Wrocław olakazun@op.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych oraz biologii i ograniczania roślin inwazyjnych

Lp.	Imię i nazwisko	Afiliacja	Profil merytoryczny autora
13	mgr Katarzyna Kotowska	katarzyna.kotowska@gmail.com	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych oraz programu rolnośrodowiskowego
14	mgr Magdalena Kowalska	Raławówka 29, 36-047 Niechobrz kowalskam137@gmail.com	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych
15	dr Mariusz Kulik	Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin mariusz.kulik@up.lublin.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych, zwłaszcza muraw i wrzosowisk
16	mgr Beata Nasiłowska	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego Al. Hrabka 3, Falenty, 05-090 Raszyn bgmasilowska@gmail.com	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych
17	dr Paweł Radzikowski	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy pradzikowski@iung.pulawy.pl	Ekspert w zakresie ekologii owadów prostoskrzydłych
18	dr inż. Paweł Sienkiewicz	Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu Katedra Entomologii i Ochrony Środowiska ul. Dąbrowskiego 159, 60-594 Poznań carabus@up.poznan.pl	Ekspert w zakresie ekologii chrząszczy biegaczowatych
19	dr Jarosław Stalenga	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy stalenga@iung.pulawy.pl	Ekspert w zakresie rolnictwa ekologicznego i programu rolnośrodowiskowego

Lp.	Imię i nazwisko	Afiliacja	Profil merytoryczny autora
20	dr hab. Mariola Staniak	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa –Państwowy Instytut Badawczy w Puławach ul. Czarторыskich 8, 24-100 Puławy staniakm@iung.pulawy.pl	Ekspert w zakresie ekologii chwastów
21	dr Marzena Stańska	Uniwersytet Przyrodniczo- Humanistyczny w Siedlcach ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce marzena.stanska@uph.edu.pl	Arachnolog, ekolog
22	mgr Krzysztof Stasiak	Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków Lubelskie biuro regionalne OTOP ul. Traugutta 5, 21-040 Świdnik krzysztof.stasiak@otop.org.pl	Ekspert w zakresie ekologii ptaków
23	mgr Anna Szczepaniuk	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego Al. Hrabka 3, Falenty, 05-090 Raszyn a.szczepaniuk@itp.edu.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych
24	dr Dariusz Teper	Instytut Ogrodnictwa w Skierniewicach Zakład Pszczelnictwa w Puławach ul. Kazimierska 2, 24-100 Puławy dariusz.teper@man.pulawy.pl	Ekspert w zakresie ekologii owadów pszczołowych
25	mgr Marta Wielgosz	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu Wiejskiego Al. Hrabka 3, Falenty, 05-090 Raszyn m.wielgosz@itp.edu.pl	Ekspert w zakresie ekologii łąkowych zbiorowisk roślinnych

Wykaz ważniejszych skrótów

DJP	Duża Jednostka Przeliczeniowa
DRŚK	Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne
MJ	Megadżul
PROW	Plan/Program Rozwoju Obszarów Wiejskich
PRŚ	Program rolnośrodowiskowy
WPR	Wspólna Polityka Rolna

Definicje ważniejszych terminów

Adiuwant (adjuwant, wspomagacz) – substancja pomocnicza znajdująca się w środkach ochrony roślin obok substancji aktywnej lub też dodawana do cieczy roboczej, poprawiająca jej skuteczność biologiczną poprzez modyfikację właściwości fizycznych.

Agregat kogeneracyjny – wyspecjalizowane urządzenia do skojarzonej produkcji energii elektrycznej i ciepła. Z reguły paliwem używanym do zasilania agregatów kogeneracyjnych jest gaz ziemny. W ostatnich latach jednak coraz więcej urządzeń używa biogazu, gazu wysypiskowego, gazu z oczyszczalni lub innych paliw alternatywnych.

Agrobionty – organizmy osiągające wysokie dominacje w agroekosystemach. Są związane z siedliskami o dużych zaburzeniach, a ich cykl życiowy jest dostosowany do zmiennych warunków panujących w agroekosystemach.

Agrocenoza (agrobiocenoza, biocenoza uprawna) – specyficzny typ biocenozy wytworzony na użytkach rolnych, charakteryzujący się z reguły znacznym uproszczeniem pod względem składu gatunkowego w porównaniu z biocenozą naturalną oraz osłabionymi możliwościami samoregulacji.

Agroekosystem (ekosystem rolniczy) – układ ekologiczny, taki jak np. pole uprawne czy łąka, poddany stałemu działaniu agrotechnicznemu człowieka poprzez np.: nawożenie, stosowanie pestycydów, nawadnianie itd. Różni się on od ekosystemów naturalnych tym, że wśród producentów główną rolę spełniają rośliny uprawne,

a głównymi konsumentami są człowiek i zwierzęta gospodarskie, inni zaś naturalni konsumenci są ograniczani lub eliminowani.

Agrofag – niepożądany organizm (patogen, szkodnik, chwast), szkodliwy dla roślin uprawnych, płodów rolnych oraz zwierząt.

Allelopatia – oddziaływanie substancji chemicznych wydzielanych przez niektóre gatunki roślin lub grzybów bądź pochodzących z ich rozkładu. Odnosi się głównie do substancji wydzielanych do podłoża, które wpływają na inne organizmy, głównie rośliny i bakterie. Mogą pobudzać lub hamować kiełkowanie roślin, a także wzrost i rozwój innych gatunków żyjących w bezpośrednim otoczeniu.

Araneofauna – zespół gatunków pająków zamieszkujących określony obszar geograficzny, rodzaj środowiska (biotop) lub żyjących w określonym okresie geologicznym.

Archeofit – gatunek rośliny obcego pochodzenia, który przybył na dany obszar z innych rejonów geograficznych przed końcem XV wieku. Występuje najczęściej w siedliskach silnie przekształconych przez człowieka.

Biocenoza – zespół populacji organizmów roślinnych, zwierzęcych i mikroorganizmów danego środowiska, należących do różnych gatunków, powiązanych ze sobą różnorodnymi czynnikami ekologicznymi i zależnościami pokarmowymi.

Biotop – środowisko życia biocenozy. Pierwotnie biotopem określano tylko abiotyczne elementy siedliska. Obecnie często rozumiany jest jako siedlisko nieożywione zmienione przez biocenozę. Biotop razem z biocenozą tworzy ekosystem.

Bystrotok – umocniony (np. kamienny, faszynowo-kamienny) odcinek cieku, charakteryzujący się dużym spadkiem podłużnym dna.

Diaspora – twór, który służy do rozmnażania i rozprzestrzeniania rośliny lub grzyba. Diasporą może być zarówno cały organizm, jak i jego część, która w odpowiednich warunkach jest zdolna do rozwinięcia się w nowy organizm. Diaspory dzielą się na generatywne (np. nasiona, zarodniki, owoce) i wegetatywne (np. cebule, bulwy, rozłogi, kłącza).

Duża Jednostka Przeliczeniowa (DJP) – umowna jednostka używana do określenia obsady zwierząt gospodarskich czy intensywności wypasu. 1 DJP odpowiada zwierzęciu gospodarskiemu o łącznej masie 500 kg. Np. jedna dorosła krowa odpowiada 1 DJP, jeden dorosły koń – 1,2 DJP, jałówka (1–2 lata) – 0,8 DJP.

Dyrektywa ptasia (Dyrektywa Rady 2009/147/WE z 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa) – akt prawa Unii Europejskiej, którego głównym celem jest ochrona przed wyginięciem istniejących współcześnie populacji ptaków występujących w stanie dzikim w Unii Europejskiej.

Dyrektywa siedliskowa (Dyrektywa Rady 92/43/EWG z 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory) – akt prawa Unii Europejskiej, określający sposób tworzenia i funkcjonowania sieci obszarów Natura 2000 i zasady ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt w Unii Europejskiej.

Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne – program rolnośrodowiskowy zawarty w Programie Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) na lata 2014–2020. Obejmuje 7 pakietów oraz 28 wariantów.

Ekoton – ekosystem będący strefą przejściową między co najmniej dwoma innymi ekosystemami.

Ekspert przyrodniczy (botanik lub ornitolog) – osoba posiadająca uprawnienia do wykonywania dokumentacji przyrodniczych siedliskowych (ekspert botanik) lub ornitologicznych (ekspert ornitolog), obejmujących m.in. charakterystykę przyrodniczą oraz wymogi użytkowania łąk. Sporządzenie dokumentacji przyrodniczej przez uprawnionego eksperta jest warunkiem przyznania rolnikowi płatności rolnośrodowiskowej za realizację wariantów służących ochronie cennych siedlisk przyrodniczych lub siedlisk lęgowych ptaków programu rolnośrodowiskowego w ramach PROW 2007–2013 i 2014–2020.

Elementy krajobrazu nieużytkowane rolniczo stanowiące ostoje przyrody (ostoje bioróżnorodności) – szczególnie cenne przyrodniczo nieużytkowane elementy krajobrazu rolniczego, np.: naturalne zbiorniki wodne, zagłębienia z roślinnością bagienną, pojedyncze stare drzewa, kępy drzew i krzewów, miedze, torfowiska, źródliska, stopy kamieni śródpolnych itd.

Eutrofizacja siedliska – proces nadmiernego użyczenia siedliska, dostarczania składników odżywczych, zwłaszcza azotu i fosforu, w tempie przekraczającym możliwości ich zasymilowania. Eutrofizacja może być pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego.

Fitocenoza – zbiorowisko roślinne (płat roślinności) będące częścią określonej biocenozy, którego skład gatunkowy i struktura są względnie jednolite i różnią się od otaczającej roślinności.

Fitofag – organizm odżywiający się roślinami lub częściami roślin.

Fermentacja metanowa – proces rozkładu substancji organicznych przeprowadzany przez mikroorganizmy w warunkach beztlenowych, z wydzielaniem metanu.

Fragmentacja siedliska – proces, w wyniku którego rozmiary siedliska ulegają zmniejszeniu, a ponadto zostaje ono podzielone na dwa lub kilka fragmentów (płatów), które są rozdzielone innymi powierzchniami.

Gatunek epigeiczny (naziemny) – gatunek zasiedlający powierzchnię gleby.

Gatunek eurytopowy (eurybiontyczny) – gatunek o rozległych preferencjach ekologicznych (stabo wyspecjalizowany), znoszący duże wahania czynników środowiskowych, np.: temperatury, wilgotności.

Gatunek ekspansywny – gatunek rozprzestrzeniający się, powiększający swój zasięg występowania lub opanowujący nowe siedliska w obrębie dotychczasowego zasięgu.

Gatunek inwazyjny – gatunek obcy o znacznej ekspansywności, który szybko rozprzestrzenia się poza terytorium swojego naturalnego zasięgu, w sposób zagrażający faunie i florze danego ekosystemu.

Gatunek stenotopowy – gatunek wysoce wyspecjalizowany, o wąskiej tolerancji ekologicznej, występujący w ściśle określonym (specyficznym) siedlisku, w warunkach wąskiej zmienności czynników środowiskowych, np.: temperatury i wilgotności.

Gatunek synantropijny – gatunek, który przystosował się do życia w środowisku silnie przekształconym przez człowieka, związany z miejscem zamieszkania człowieka lub z jego działalnością.

Glebowy bank nasion – nagromadzone w glebie nasiona zdolne do kiełkowania w optymalnych warunkach dla danego gatunku. Wielkość banku nasion zależy m.in. od długości okresu spoczynkowego nasion i ich żywotności. Nasiona różnych gatunków różnią się okresem zachowywania zdolności kiełkowania, u wielu sięga on kilkudziesięciu lat.

Grunty marginalne – grunty, które ze względu na uwarunkowania przyrodnicze lub antropogeniczne mają małą produktywność lub nie nadają się do produkcji rolniczej. Na obszarze Polski występuje łącznie około 2,3 mln ha gruntów marginalnych, co stanowi ok. 12% użytków rolnych.

Grunty orne – grunty uprawiane w celu produkcji roślinnej lub obszary dostępne dla produkcji roślinnej, ale ugorowane. Za grunty orne uważa się też tereny w uprawie bezorkowej do 4 lat. Grunty orne zajmują ok. 45% powierzchni Polski.

Hotel dla owadów – struktura stworzona przez człowieka z naturalnych materiałów, mająca na celu zapewnienie schronienia dla owadów. W zależności od grupy owadów, dla jakich są wykonywane oraz miejsca, gdzie mają być usytuowane, różnią się budową (najczęściej składają się z kilku części wykonanych z różnych materiałów) oraz rozmiarami. Hotele zastępują lub uzupełniają naturalne miejsca schronienia, gniazdowania i zimowania owadów lub, jak w przypadku biedronek czy motyli, są głównie miejscem zimowania.

Imago (owad dorosły, dojrzały) – końcowe stadium w rozwoju osobniczym owadów zdolne do rozmnażania.

Integrowana ochrona roślin – sposób ochrony roślin uprawnych przed organizmami szkodliwymi, dający pierwszeństwo metodom niechemicznym, minimalizujący zagrożenie dla zdrowia ludzi, zwierząt oraz dla środowiska. Integrowana ochrona roślin pozwala ograniczyć stosowanie chemicznych środków ochrony roślin do niezbędnego minimum i w ten sposób zmniejszyć presję na otaczające środowisko. Obowiązek stosowania zasad integrowanej ochrony roślin przez wszystkich użytkowników środków ochrony roślin począwszy od dnia 1 stycznia 2014 r. wynika z postanowień art. 14 dyrektywy 2009/128/WE (Dyrektywa 2009) oraz rozporządzenia nr 1107/2009 (Rozporządzenie 2009).

Kądziołki przedne – charakterystyczne, unikalne dla pająków wyrostki znajdujące się na końcu odwłoka (dziesiąty i jedenasty segment), złożone z kilkuset do kilkunastu tysięcy ujść gruczołów przednych, produkujących ciekłą substancję, która po zetknięciu z powietrzem zastyga, tworząc nić pajęczą. Większość pająków ma 3 pary, a nieliczne 2 lub 1 parę kądziołków przednych. Gruczoły przedne pająków połączone są w funkcjonalne grupy wytwarzające nici przedne o różnym składzie i przeznaczeniu. Jedne służą do budowy sieci łownych, nici asekuracyjnych i tzw. babiego lata, inne do budowy kokonów.

Kompensacja chwastów – zjawisko polegające na stopniowym zwiększaniu liczebności określonego gatunku lub gatunków chwastów na danym polu. Jest to rezultat corocznego stosowania tych samych herbicydów (zawierających taką samą substancję aktywną), co prowadzi do zwiększenia liczebności gatunków odpornych na wykorzystywany herbicyd.

Konserwująca (bezorkowa) uprawa roli – bezpłujny system uprawy roli polegający na spulchnianiu i mieszaniu gleby bez konieczności jej odwracania. Pług zastępowany jest innymi narzędziami uprawowymi, takimi jak np.: brona talerzowa, kultywator ścierniskowy czy spulchniacz obrotowy.

Konwencja berneńska (Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk) – międzynarodowy akt prawny dotyczący głównie wspólnej europejskiej ochrony gatunków zagrożonych i ginących, oraz ich siedlisk naturalnych. Podpisana w Bernie (Szwajcaria) 19 września 1979 roku. Polska ratyfikowała ją 13 września 1995 r., a obowiązuje od 1 stycznia 1996 roku.

Korytarz ekologiczny – ciąg naturalnej lub półnaturalnej roślinności (np. lasy, łąki), zadarnione pasy wzdłuż dróg i cieków, a także nieuprawiane obrzeża pól, które łącząc się z innymi pasami roślinności, tworzą sieć obszarów stanowiących schronienie dla zwierząt i szlak migracyjny dla wielu gatunków roślin i zwierząt.

Lepidopterofauna – zespół gatunków motyli zamieszkujących określony obszar geograficzny, rodzaj środowiska (biotop) lub żyjących w określonym okresie geologicznym.

Ławka dla chrząszczy – pas nieuprawianego gruntu o szerokości ok. 2 m, który jest wyniesiony nad powierzchnię gruntu ok. 0,5 m. Ławka dla chrząszczy porośnięta jest trawą (często trawami kępkowymi) i / lub innymi roślinami wieloletnimi. Od miedz różni się tym, że nie stanowi swoistej granicy między polami.

Mazacz herbicydowy – urządzenie do ręcznego rozprowadzania herbicydu, poprzez nanoszenie go bezpośrednio na zwalczane osobniki. Stosowany tam, gdzie opryskiwanie jest niemożliwe lub nieuzasadnione.

Międzyplon – roślina uprawiana między dwoma plonami głównymi na zielonkę, siano, kiszonkę lub na przyoranie jako zielony nawóz.

Międzyplon ozimy – międzyplon wysiewany jesienią po zbiorze plonu głównego, a zbierany wiosną następnego roku.

Międzyplon ścierniskowy – międzyplon wysiewany w drugiej połowie lata po zbiorze wczesnego plonu głównego, a użytkowany jesienią tego samego roku na paszę lub przyorany na zielony nawóz.

Monitoring efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego – monitoring mający na celu ocenę efektywności pakietów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego na obszarze Polski, szczególnie ukierunkowany na ocenę reakcji siedlisk i gatunków na praktyki rolnicze określone w pakietach przyrodniczych. Konieczność realizacji działania wynika z wymogów Komisji Europejskiej, która zgodnie z rozporządzeniem Rady nr 1698/2005 z dnia 20 września 2005 r. (Rozporządzenie 2005) nakłada na państwa członkowskie obowiązek zapewnienia skutecznego monitoringu wdrażania programów operacyjnych na rzecz rozwoju obszarów wiejskich. Odpowiedzialność za wdrażanie programów i ich kontrola leży w kompetencji Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi oraz jednostek mu podległych. Monitoring efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego prowadzony był w latach 2011–2015 przez Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach.

Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych – jeden z elementów Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany od 2006 r. na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska. Jednym z głównych jego zadań jest wypracowanie metodyk monitoringu siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt z załączników Dyrektywy siedliskowej. Prowadzony monitoring ma dostarczać informacji umożliwiających ocenę stanu ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych na poziomie regionów biogeograficznych oraz na poziomie specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000.

Monofagizm (jednożerność) – najwyższa forma specjalizacji pokarmowej organizmów polegająca na spożywaniu jako pokarmu, we wszystkich lub przynajmniej w jednym stadium rozwoju, organizmów jednego gatunku lub kilku gatunków spokrewnionych.

Mulcz – rozdrobniona biomasa roślinna pozostawiona na polu lub łące.

Obciążenie pastwiska – masa ciała wszystkich wypasanych zwierząt, która w danym momencie obciąża daną jednostkę powierzchni pastwiska. Obciążenie podawane jest najczęściej w t/ha albo w DJP/ha.

Obsada zwierząt – liczba sztuk zwierząt wyrażona w Dużych Jednostkach Przeliczeniowych przypadająca średnio na 1 ha użytków rolnych.

Obszar Natura 2000 – teren wchodzący w skład europejskiej sieci obszarów chronionych Natura 2000. Głównym celem jej funkcjonowania jest zachowanie określonych typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, tzw. siedlisk i gatunków Natura 2000, które uważa się za cenne i zagrożone wyginięciem w skali całej Europy. Wyróżnia się dwa typy obszarów: specjalny obszar ochrony siedlisk (SOO) i obszar specjalnej ochrony ptaków (OSO). W 2015 r. w Polsce obszary Natura 2000 zajmowały ok. 20% powierzchni lądowej kraju.

Obszary proekologiczne – określone przez WPR obszary przynoszące korzyści środowisku, przyczyniające się do poprawy różnorodności biologicznej i utrzymania walorów krajobrazu. W Polsce od 2015 r. funkcjonują następujące rodzaje obszarów proekologicznych: elementy krajobrazu, strefy buforowe, obszary zalesione, grunty ugorowane, uprawy wiążące azot, międzyplony i okrywa zielona, zagajniki o krótkiej rotacji oraz pasy roślinności wzdłuż granic lasu. Od 2015 r. każdy rolnik w Unii Europejskiej występujący o płatność bezpośrednią i posiadający więcej niż 15 hektarów gruntów ornych, musi zapewnić, aby co najmniej 5% powierzchni gruntów ornych jego gospodarstwa było objętych obszarami proekologicznymi.

Odlóg – grunty porolne pozostawione bez ingerencji człowieka przez wiele lat, które początkowo zarastają roślinnością zielną, a następnie gatunkami krzewów i drzew.

Oligofag – gatunek o znacznej specjalizacji pokarmowej, spożywający organizmy z wąskiego zakresu gatunków, często spotykany wśród owadów.

Pakiet przyrodniczy – pakiet rolnośrodowiskowy w ramach programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 lub działania rolno-środowiskowo-klimatycznego na lata 2014–2020, którego głównym celem jest ochrona cennych przyrodniczo siedlisk lub rzadkich gatunków ptaków.

Pakiet rolnośrodowiskowy – element programu rolnośrodowiskowego, stanowiący zestaw wymogów, do realizacji których musi zobowiązać się rolnik lub zarządca, przyjmujący zobowiązanie rolnośrodowiskowe. Pakiet może składać się z wariantów.

Państwowy Monitoring Środowiska – system pomiarów, ocen i prognoz stanu środowiska oraz gromadzenia, przetwarzania i rozpowszechniania wyników badań i oceny elementów środowiska. Celem Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS) jest systematyczne informowanie organów administracji i społeczeństwa o jakości elementów przyrodniczych, dotrzymywaniu standardów jakości środowiska określonych przepisami

oraz obszarach występowania przekroczeń tych standardów, a także o występujących zmianach jakości elementów przyrodniczych i przyczynach tych zmian, w tym powiązaniach przyczynowo-skutkowych występujących pomiędzy emisjami i stanem elementów przyrodniczych. Jednym z elementów PMŚ jest monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych. Koordynatorem PMŚ jest Główny Inspektor Ochrony Środowiska.

PASTWA – technologia i urządzenie pozwalające na selektywne niszczenie w okresie wegetacji i na dużą skalę roślin niepożądanych, głównie inwazyjnych. Metoda polega m.in. na bezpośrednim wstrzykiwaniu, najczęściej w szyjkę korzeniową, określonego herbicydu. Szczególnie polecana w przypadku zwalczania barszczu Sosnowskiego.

Patogen (czynnik chorobotwórczy) – ciało obce wywołujące chorobę u danego organizmu.

Plan Zadań Ochronnych – dokument planistyczny, który sporządza się i realizuje dla obszaru Natura 2000.

Płatność rolnośrodowiskowa – płatność z tytułu wdrażania w gospodarstwie programu rolnośrodowiskowego i realizacji określonych w nim wymogów użytkowania.

Polifag (miksofag, hemizoofag, organizm wielożerny) – organizm, który nie ma ściśle określonych wymagań pokarmowych i może korzystać z różnorodnych źródeł pokarmu.

Program rolnośrodowiskowy – zbiorcze określenie programu rolnośrodowiskowego na lata 2004–2006, programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 oraz działania rolno-środowiskowo-klimatycznego na lata 2014–2020. Jest to jedno z narzędzi pomocy finansowej Unii Europejskiej dla rolnictwa, polegające na realizacji określonych działań w gospodarstwach rolnych, zmierzających do osiągnięcia zrównoważonego rozwoju i zachowania bioróżnorodności, m.in. przez odtworzenie, utrzymanie lub poprawę stanu cennych siedlisk użytkowanych rolniczo oraz zachowanie różnorodności biologicznej na obszarach wiejskich, promowanie zrównoważonego systemu gospodarowania, odpowiednie użytkowanie gleb i ochronę wód, ochronę zagrożonych lokalnych ras zwierząt gospodarskich i lokalnych odmian roślin uprawnych. Program rolnośrodowiskowy składa się z pakietów rolnośrodowiskowych, pakiety natomiast mogą obejmować określoną liczbę wariantów rolnośrodowiskowych.

Program rolnośrodowiskowy na lata 2004–2006 – program rolnośrodowiskowy zawarty w Planie Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) na lata 2004–2006. Obejmował 7 pakietów oraz 40 wariantów.

Program rolnośrodowiskowy na lata 2007–2013 – program rolnośrodowiskowy zawarty w Programie Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) na lata 2007–2013. Obejmuje 9 pakietów oraz 49 wariantów.

Plan/Program Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) – wieloletni program, opracowywany przez każde państwo członkowskie Unii Europejskiej. Dotychczas w Polsce były realizowane: PROW na lata 2004–2006, PROW na lata 2007–2013. Od 2014 r. obecnie wdrażany jest PROW na lata 2014–2020. W ramach PROW 2014–2020 realizowanych jest kilkanaście działań, między innymi działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne.

Próg ekonomicznej szkodliwości – natężenie występowania patogenów, przy którym straty wynikające ze zmniejszenia plonów zaatakowanych roślin równają się kosztom przeprowadzenia zabiegu ochrony roślin.

Pyretroidy – naturalne i syntetyczne środki ochrony roślin używane w celu zwalczania szkodliwych owadów. Są zaliczane do trzeciej generacji insektycydów. Działają wybiórczo. Są trujące dla owadów i pajęczaków, a mało szkodliwe dla ludzi i innych organizmów wyższych.

Refugium (ostoja) – obszar ważny pod względem przyrodniczym dla ochrony różnorodności biologicznej, na którym znajdują schronienie rośliny i zwierzęta, w tym gatunki rzadkie i zagrożone.

Roślina pożytkowa (roślina miododajna, roślina nektarodajna, roślina pyłkodajna, roślina pszczelarska) – roślina, najczęściej owadopylna, dostarczająca pszczołom nektaru (surowiec energetyczny, surowiec do produkcji miodu) oraz pyłku (pokarm białkowy dla larw).

Roślina ruderalna – roślina zasiedlająca podłoża silnie zmienione przez człowieka, szczególnie środowiska miejskie, drogi i przydroża, tereny kolejowe, hałdy i tereny przemysłowe.

Rośliny bobowate (motylkowate) – rośliny zdolne do życia w symbiozie z bakteriami brodawkowymi, dzięki czemu mogą korzystać z azotu atmosferycznego i przyczyniają się do wzbogacenia gleby w azot. W klimacie umiarkowanym są to głównie rośliny zielne, np. koniczyny, groszki, wyki itd.

Rośliny segetalne (chwasty segetalne, chwasty polne) – grupa chwastów rosnąca na polach uprawnych. Rośliny segetalne tworzą własne zbiorowiska związane z określonymi siedliskami oraz z gatunkiem rośliny uprawnej.

Różnorodność biologiczna (bioróżnorodność) – zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów występujących na Ziemi w ekosystemach lądowych, morskich i słodkowodnych oraz w zespołach ekologicznych, których są częścią. Dotyczyć może ona różnorodności w obrębie gatunku (różnorodność genetyczna), pomiędzy gatunkami (różnorodność gatunkowa) oraz różnorodności ekosystemów.

Sieć troficzna – sieć zależności pokarmowych między organizmami różnych gatunków, żyjących w jednym ekosystemie. Sieci troficzne są tworzone przez wzajemnie przeplatające się łańcuchy pokarmowe. Sieci mogą być mniej lub bardziej złożone, a wynika to głównie z obecności w danej biocenozie organizmów na różnych poziomach troficznych (tzn. roślinożerców, drapieżników, saprofagów itp.) oraz przedostawania się do niej organizmów ze środowisk sąsiednich.

Siedlisko – środowisko życia gatunku, obejmujące zespół wszystkich czynników biotycznych i abiotycznych oddziałujących na ten gatunek. Miejsce zajmowane przez populację danego gatunku lub biocenozę.

Siedlisko marginalne – siedlisko o cechach odmiennych od preferowanych przez określone gatunki lub zespoły organizmów, zajmowane przez nie w sytuacji braku dostępu do siedlisk optymalnych lub nadmiernego w nich zagęszczenia. Przykładami siedlisk marginalnych mogą być np. oczka wodne i zadrzewienia śródpolne w przypadku utrzymywania się w nich gatunków preferujących odpowiednio siedliska wodno-błotne lub leśne. Pełnią ważną funkcję zwiększania bioróżnorodności w krajobrazie rolniczym.

Siedlisko oligotroficzne – niskoproduktywne siedlisko, ubogie w składniki odżywcze.

Siedlisko półnaturalne (seminaturalne) – siedlisko powstałe wskutek trwałego współdziałania sił przyrody i człowieka, przy czym oddziaływanie człowieka nie jest tu intensywne.

Siedlisko przyrodnicze – obszar lądowy lub wodny, naturalny lub półnaturalny wyodrębniony w oparciu o cechy geograficzne, abiotyczne i biotyczne. Pojęcie siedliska przyrodniczego wprowadziła w Unii Europejskiej Dyrektywa siedliskowa. Listę siedlisk przyrodniczych o znaczeniu europejskim, tzw. siedlisk Natura 2000, podano w załączniku I tej dyrektywy.

Stenofag – zwierzę z wąską specjalizacją pokarmową, ograniczającą się albo do jednego źródła (monofag) albo małej liczby źródeł pokarmu (oligofag).

Strefa buforowa – pas gruntu z roślinnością wzdłuż strumieni, rzek lub innych wód powierzchniowych. Strefy buforowe są wyznaczane w celu ograniczenia spływu niebezpiecznych zanieczyszczeń, zwłaszcza związków azotu, z pól uprawnych.

Sukcesja ekologiczna – kierunkowy i uporządkowany proces zmian jakim podlega biocenoza, biotop i cały ekosystem. Zmiany te polegają na następowaniu po sobie ekosystemów różniących się strukturą i składem gatunkowym. Sukcesja rozpoczyna się od stadium inicjalnego, po którym następują stadia przejściowe, a kończy najbardziej trwałym stadium końcowym, odpowiednim dla określonych warunków siedliskowych, tzw. klimaksem. Sukcesja może być pierwotna lub wtórna.

Sukcesja wtórna – sukcesja, której punktem wyjścia jest ekosystem zmieniony przez człowieka. W Polsce taką sukcesję najczęściej możemy zaobserwować na terenach porolnych, przede wszystkim polach i łąkach odłogowanych. Sukcesja wtórna zmierza do odtworzenia naturalnego zbiorowiska charakterystycznego dla lokalnych warunków środowiskowych.

Trwałe użytki zielone – grunty wykorzystywane do uprawy traw lub innych roślin zielnych rozsiewających się naturalnie (samosiewnych) lub uprawianych (wysiewanych), które nie były objęte płodozmianem przez okres pięciu lat lub dłużej.

Ugór – pole wyłączone z rolniczego użytkowania na okres od jednego do dwóch lat, na którym wykonywane są odpowiednie zabiegi mechaniczne (ugór czarny), chemiczne (ugór herbicydowy) lub pole niepielegnowane, zarastające samoistnie chwastami i samosiewami uprawianych wcześniej roślin (ugór zielony).

Wariant rolnośrodowiskowy – element pakietu rolnośrodowiskowego, stanowiący zestaw wymogów, do realizacji których musi zobowiązać się rolnik lub zarządca, przyjmujący zobowiązanie rolnośrodowiskowe.

Wartość opałowa – ilość energii wydzielanej w postaci ciepła przy spalaniu jednostki masy lub jednostki objętości paliwa. Przyjmuje się, że spalanie jest całkowite i zupełne, a para wodna zawarta w spalinach nie ulega skropleniu, pomimo że spaliny osiągają temperaturę początkową paliwa.

Wojłok – nagromadzenie martwej materii organicznej.

Wskaźnik równomierności Pielou – wskaźnik wyrażający stosunek rzeczywistej różnorodności do różnorodności maksymalnej.

Wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera – wskaźnik różnorodności biologicznej określający prawdopodobieństwo, że dwa wylosowane z próby osobniki będą należały do różnych gatunków.

Wypas kwaterowy – wypas zwierząt gospodarskich polegający na rotacyjnym użytkowaniu poszczególnych części pastwiska, ze stosowaniem grodzenia tych części.

Wyplaszacz – urządzenie doczepiane do sprzętu rolniczego, stosowane w celu wyplaszania zwierząt, głównie ptaków. Urządzenie wykorzystywane zwłaszcza w czasie pokosów.

Zabiegi pratotechniczne – zabiegi rolnicze wykonywane na trwałych użytkach zielonych.

Zazielenienie – instrument Wspólnej Polityki Rolnej wdrażany od 2015 r., mający na celu promowanie zrównoważonego gospodarowania na użytkach rolnych. Instrument ten obejmuje m.in. płatność z tytułu zazieleniania. Zazielenienie w Polsce uwzględnia trzy elementy: dywersyfikację upraw, utrzymanie trwałych użytków zielonych oraz utrzymanie obszarów proekologicznych.

Zielone pola – grunty orne posiadające okrywą roślinną w okresie jesienno-zimowym. Mogą to być np.: oziminy, międzyplony ozime, niezaorane ścierniska, rośliny wieloletnie na gruntach ornych.

Zoofag – gatunek zwierzęcia lub rośliny odżywiający się żywymi lub martwymi tkankami zwierzęcymi.

1. Wstęp

Skuteczna ochrona różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym stała się w ostatnich latach poważnym wyzwaniem dla wielu krajów Unii Europejskiej, w tym również dla Polski. Wynika to z jednej strony z systematycznego pogarszania się stanu tej różnorodności, a z drugiej ze skomplikowanych uwarunkowań działań ochronnych, które wymagają zaangażowania często bardzo wielu właścicieli gruntów rolnych, a także wsparcia szeregu instytucji publicznych, takich jak np. regionalne dyrekcje ochrony środowiska, ośrodki doradztwa rolniczego itd.

W ochronie różnorodności biologicznej dominują obecnie dwa podejścia. Pierwsze, o dłuższej historii, koncentruje się przede wszystkim na ochronie rzadkich gatunków roślin i zwierząt. Działania ochronne polegają w tym przypadku na wypracowywaniu, a następnie wdrażaniu szczegółowych programów ochrony konkretnych gatunków lub siedlisk przyrodniczych. Dobrym przykładem takich działań, prowadzonych nie tylko na płaszczyźnie ściśle ochroniarskiej, ale także prawnej i edukacyjnej, może być ochrona wodniczki, rzadkiego gatunku ptaka z rzędu wróblowych zasiedlającego podmokłe łąki, głównie turzycowiska, ale także żyzne torfowiska. W celu ochrony tego gatunku podejmowano w Polsce od początku lat 90. szereg działań oraz wydatkowano na ten cel znaczące środki finansowe. Działania te przyniosły zadowalające efekty i populacja tego rzadkiego gatunku ptaka jest w Polsce od kilkunastu lat stabilna.

Drugie podejście, które zyskuje coraz większe zainteresowanie w ostatnich latach, zwraca uwagę na bezpośrednie korzyści gospodarcze, jakie płyną z zachowania różnorodności biologicznej. Korzyści te określa się mianem usług ekosystemowych. W tym przypadku nacisk kładzie się na ochronę przeważnie pospolitych gatunków i ich siedlisk, które mogą być ważnym źródłem wspomnianych usług. Dobrym przykładem jest tu zakładanie wzdłuż pól uprawnych pasów roślinności kwiatowej przyciągającej owady zapylające rzepak czy grykę.

Od 2004 r. w Polsce, a w niektórych innych krajach Unii Europejskiej od początku lat 90., wdrażane są specjalne programy służące ochronie różnorodności biologicznej na gruntach użytkowanych rolniczo. Należą do nich głównie program rolnośrodowiskowy oraz rolnictwo ekologiczne. Skuteczność tych instrumentów w ochronie i zwiększaniu bioróżnorodności wzbudzała i nadal wzbudza wiele dyskusji. W literaturze przeważają publikacje wskazujące na brak albo niewielki efekt środowiskowy tych programów (Kleijn i in. 2003). Z drugiej jednak strony podkreśla się potrzebę doskonalenia tych narzędzi, zarówno na poziomie szczegółowych wymogów, jak i na poziomie skali ich wdrażania. Dla przykładu w Holandii od kilkunastu lat mocno wspierane jest wspólnotowe (kolektywne) podejście do wdrażania programu rolnośrodowiskowego. Od 2016 r. wspólnotowe podejście jest już jedyną dla rolników w tym kraju możliwością przystąpienia do tego programu.

Aby sprostać wyzwaniu w zakresie poprawy ochrony różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym, opracowano kodeks dobrych praktyk rolniczych sprzyjających tej bioróżnorodności. W kodeksie zebrano i uporządkowano dostępną wiedzę na temat wpływu rolnictwa na wybrane, wskaźnikowe grupy organizmów żywych, a także zawarto katalog dobrych praktyk rolniczych wpływających pozytywnie na różnorodność tych grup organizmów.

Kodeks omawia dobre praktyki rolnicze odnoszące się nie tylko do łąk i pastwisk, które charakteryzują się największą różnorodnością siedlisk oraz bogactwem gatunków roślin i zwierząt, ale również do gruntów ornyc. Grunty te to użytki uboższe gatunkowo, jednak z uwagi na zajmowaną w Polsce powierzchnię – dużo większą niż trwałe użytki zielone – mają ogromne znaczenie w zakresie świadczonych przez bioróżnorodność usług ekosystemowych, takich jak np. utrzymanie żyzności gleby czy zapylanie roślin.

W kodeksie skoncentrowano się na omówieniu praktyk rolniczych w kontekście ich wpływu na kilka grup organizmów żywych, tj. flory (rozdział 2 i 3), pajaków, chrząszczy biegaczowatych, owadów prostoskrzydłych, owadów pszczołowatych oraz motyli dziennych (rozdział 4), a także ptaków (rozdział 5). Ochrona gatunków należących do tych grup jest ważna z punktu widzenia zachowania bogactwa gatunkowego, ale również utrzymania na wysokim poziomie ważnych społecznie i gospodarczo usług ekosystemowych.

Dużo miejsca w kodeksie poświęcono również dobrym praktykom rolniczym służącym zachowaniu cennych przyrodniczo siedlisk na trwałych użytkach zielonych (rozdział 3). Ich ochrona na obszarach sieci Natura 2000 wynika głównie z zapisów dyrektywy siedliskowej obowiązującej wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej. Kluczowe siedliska, którym poświęcono uwagę to łąki świeże, wilgotne i zmiennowilgotne oraz murawy kserotermiczne, bliźniczkowe i piaskowe, a także wrzosowiska.

W rozdziale 3 omówiono ważny i bardzo aktualny temat, z którym boryka się wielu rolników, dotyczący skutecznego zwalczania roślin inwazyjnych.

W kodeksie poruszono również stosunkowo nowy i istotny problem związany z alternatywnymi sposobami zagospodarowania biomasy łąkowej (rozdział 6). Jego istotność wynika ze znaczących zmian w rolnictwie, jakie zaszły w ostatnich kilkudziesięciu latach, objawiających się koncentracją produkcji zwierzęcej w pewnych regionach (np. na Podlasiu) oraz jej zanikiem lub znaczącym zmniejszeniem w innych.

Opracowany kodeks przeznaczony jest dla różnych grup odbiorców. Ważnym adresatem są rolnicy, którzy są dysponentami agroekosystemów oraz wdrażają programy służące zachowaniu różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym. Książka ta powinna być również źródłem cennych wskazówek dla instytucji odpowiedzialnych za kształt polityki służącej ochronie przyrody na obszarach wiejskich w Polsce. Wreszcie kodeks ten, z zawartą w nim wiedzą na temat wpływu różnych praktyk rolniczych na bioróżnorodność, może stanowić bazę wartościowych informacji dla szerokiego grona odbiorców zainteresowanych tą tematyką.

2. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności flory na gruntach ornych

Obszary wiejskie w Polsce cechują się bogatą i wyjątkową w skali Europy różnorodnością biologiczną oraz krajobrazową. Charakterystyczny dla dużej części krajobrazu rolniczego Polski, szczególnie w jej południowo-wschodniej części, jest drobnoprzestrzenny układ pól. Z gęstą siecią miedz i dróg polnych wiążą się cenne przyrodniczo zadrzewienia i zakrzaczenia oraz stanowiska flory segetalnej, potocznie zwanej chwastami (Tyburski i in. 2000; Andrzejewski, Weigle 2003).

O bogactwie przyrodniczym obszarów wiejskich świadczy fakt występowania na nich około połowy z ponad 485 typów zespołów roślinnych stwierdzonych w Polsce. Duża liczba zbiorowisk użytkowanych jest jako łąki i pastwiska. Wśród kilkuset gatunków roślin, występujących w fitocenozach zbiorowisk na użytkach rolnych w Polsce, około 70 zostało objętych ochroną prawną, a ponad 80 uważanych jest za zagrożone (Dembek i in. 2004).

Polska jest szczególnym krajem w Europie Środkowej, w którym dzięki tradycyjnemu rolnictwu zachowało się wiele lokalnych gatunków i odmian roślin uprawnych (Podyma 2003). Na gruntach ornych uprawianych jest ponad 900 rodzimych odmian roślin. Duże znaczenie dla zasobów genowych roślin użytkowych mają tradycyjne sady przydomowe, z wysokopiennymi drzewami owocowymi, rosnącymi w dużych rozstawach i na silnych podkładkach.



O bogactwie przyrodniczym obszarów wiejskich decydują użytki rolne o dużej różnorodności roślin i zwierząt. (fot. B. Feledyn-Szewczyk, M. Staniak)

2.1. Znaczenie różnorodności gatunków i odmian roślin uprawnych oraz dzikich gatunków flory w agroekosystemach

Różnorodność biologiczną użytków rolnych tworzą rośliny uprawne, a także dzikie rośliny i zwierzęta. Wpływa na nią również mikroflora i mikrofauna oraz mezofauna glebowa, która jest ważnym czynnikiem warunkującym żyzność gleb.

Mimo, że na świecie, według różnych szacunków, występuje od 20 do 200 tysięcy gatunków roślin jadalnych, to zaledwie trzy z nich: ryż, kukurydza oraz pszenica, pokrywają większą część zapotrzebowania ludzkości na energię (FAO 1997). Szerokie wykorzystanie tak małej liczby gatunków roślin niesie ze sobą zagrożenia związane z masowym pojawieniem się szkodników i patogenów roślin uprawnych. Intensywna uprawa, często w monokulturach, wysokoplennych gatunków niesie ze sobą także zagrożenia środowiskowe. Wynikają one ze stosowania dużych dawek nawozów mineralnych oraz chemicznych środków ochrony roślin opartych często na tej samej substancji aktywnej, co sprzyja uodparnianiu się agrofagów (Marczewska, Rola 2006). Dlatego uprawa różnorodnych gatunków i odmian roślin gwarantuje nie tylko dostępność szerokiej gamy produktów, ale jest także w stanie zapewnić bezpieczeństwo żywnościowe, przy jednoczesnym zmniejszeniu zagrożenia dla środowiska przyrodniczego.

Roślinom uprawnym w agroekosystemach towarzyszą gatunki roślin dzikich, potocznie zwane chwastami. Rośliny te od początków rolnictwa uznawane były za niepożądane, stąd też podlegały świadomemu zwalczaniu. Ich negatywna rola w agroekosystemie polega przede wszystkim na konkutowaniu z rośliną uprawną o wszystkie zasoby środowiska (światło, wodę, składniki pokarmowe, przestrzeń), co prowadzi do zmniejszenia plonów. Badania prowadzone w Szwecji wykazały, że średnio za 31% strat plonów odpowiedzialne były chwasty (Milberg, Hallgren 2004). Niektóre gatunki chwastów posiadają właściwości trujące, np. kąkol polny, inne utrudniają zbiór roślin, np. różne gatunki wyki czy przytulia czepna lub też uczestniczą w przenoszeniu chorób i szkodników roślin uprawnych (Wisler, Norris 2005; Bond i in. 2007; Bacler-Żbikowska 2012). Negatywna rola chwastów w agroekosystemach jest powszechnie znana, natomiast wiedza wśród rolników o ich pozytywnych funkcjach jest znikoma. Wiele pospolitych gatunków chwastów ma ogromne znaczenie dla utrzymania populacji bezkręgowców, a przy tym ich szkodliwość, jako konkurentów dla roślin uprawnych czy żywicieli szkodników jest niewielka (Marshall i in. 2003; Hole i in. 2005).

Roślinność segetalna, pełniąca funkcję producenta w agroekosystemie, decyduje o bogactwie gatunkowym organizmów wyższych, w tym ptaków. Dostępność nasion chwastów jest szczególnie ważna dla ptaków zimujących. Intensyfikacja rolnictwa, której towarzyszy chemiczne zwalczanie chwastów, powoduje spadek liczebności wielu gatunków ptaków związanych z krajobrazem rolniczym (Donald i in. 2006). Szczególnie duże znaczenie w odżywianiu ptaków mają chwasty z rodziny rdestowatych, komosowatych i prosowatych, takie jak np.: komosa biała, rdest ptasi, chwastnica jednostronna, szczaw tępolistny czy gwiazdnica pospolita.

Konkurencyjność chwastów w stosunku do rośliny uprawnej jest zróżnicowana. Istnieją gatunki, których zdolności konkurencyjne są małe, w związku z tym ich obecność w łanie rośliny uprawnej nie stanowi dużego zagrożenia dla plonowania. Gatunki takie mogą mieć jednak duże znaczenie dla ogólnej bioróżnorodności agroekosystemów. Do tej grupy należą m.in.: wilczomlec obrotny, dymnica pospolita, jasnota purpurowa, wiechlina roczna, starzec zwyczajny, sporek polny oraz fiołek polny (Storkey, Westbury 2007).

2.2. Jakie korzyści ma rolnik z ochrony różnorodności flory segetalnej na gruntach ornym?

Korzyści płynące z dużej różnorodności biologicznej określane są terminem „usług ekosystemowych”. Jest to zestaw wytworów i funkcji ekosystemu, z których korzysta społeczeństwo (Costanza i in. 1997). Usługi ekosystemowe można podzielić na cztery grupy (Solon 2008):

- usługi zaopatrzeniowe (produkcja żywności, biopaliw, drewna);
- usługi regulacyjne (utrzymanie żyzności gleby, naturalna ochrona roślin, zapylenie);
- usługi wspomagające (obieg pierwiastków chemicznych i wody, funkcja siedliskowa);
- usługi kulturowe (funkcje rekreacyjne, estetyczne, kulturowe, edukacyjne).

Usługi te świadczone są przez różne składowe ekosystemu, w tym między innymi przez chwasty. Rolnicy użytkując grunty orne, poprzez odpowiednią agrotechnikę, mogą w największym stopniu wpływać na różnorodność gatunkową flory segetalnej. Intensywne rolnictwo, w którym podstawowym zabiegiem ograniczania zachwaszczenia jest stosowanie herbicydów, negatywnie oddziałuje na różnorodność gatunkową flory segetalnej (Marshall i in. 2003; Storkey i in. 2012). Nasiona chwastów, jako jedne z pierwszych reagują na zmiany środowiska glebowego, będące efektem zarówno kataklizmów naturalnych (np. pożaru), jak też zamierzonej działalności ludzkiej (np. uprawy roli). W takiej sytuacji kiełkowanie nasion chwastów ma za zadanie przywrócić równowagę w ekosystemie. Gleba pokryta roślinami w mniejszym stopniu narażona jest na erozję wodną i wietrzną, ponieważ korzenie roślin wiążą glebę, a części nadziemne osłaniają ją przed bezpośrednim działaniem wiatru i wody. Flora segetalna ma także udział w zapobieganiu przemieszczania się składników pokarmowych do głębszych warstw gleby. Składniki te są pobierane przez korzenie wielu gatunków chwastów, na przykład gorczycy polnej, które sięgają głębiej niż korzenie roślin uprawnych. Ponadto chwasty po obumarciu są źródłem materii i składników pokarmowych, przez co poprawiają żyzność gleby i wspomagają aktywność mikrobiologiczną (Jędruszczak i in. 2003).

Dla rolnika ważną funkcją roślinności segetalnej jest też naturalna ochrona roślin uprawnych (Schonbeck 2013). Obecność chwastów wpływa na zwiększenie liczebności owadów pożytecznych, wspomagających naturalną walkę ze szkodnikami (Dąbrowski 2006). Niektóre owady zapylające, np.: muchówki z rodziny bzygowatych, wabione są do roślin uprawnych przez kwiaty chwastów, których nektar stanowi dla nich pokarm, natomiast larwy tych muchówek są drapieżnikami, które żerują na innych owadach – szkodnikach roślin uprawnych (White i in. 1995). Chwasty zapewniają także siedlisko i pokarm dla chrząszczy z rodziny biegaczowatych, które żywią się m.in. mrówkami i szkodnikami roślin, a ich larwy mogą być pasożytami szkodników roślin uprawnych (Kotze i in. 2011). Podobnie owady z rzędu prostoskrzydłych żywią się pospolitymi szkodnikami, np. mszycą (Lupu 2012). Thomas i Marshall (1999) wykazali dodatnią, liniową zależność między różnorodnością biologiczną chwastów a różnorodnością stawonogów. Gatunkami chwastów ważnymi dla występowania pożytecznych bezkręgowców są m.in.: komosa biała, ostrożeń polny, gwiazdnica pospolita, przytulia czepna, wiechlina roczna, rdest ptasi, szczaw tępolistny, starzec zwyczajny, gorczyca polna, mlecz zwyczajny czy maruna bezwonna. Landis i in. (2008) wycenili wartość usługi naturalnej ochrony soi przed szkodnikami w czterech sąsiadujących ze sobą stanach USA, na 239 milionów dolarów. Oszczędności związane ze zmniejszonym zużyciem środków ochrony roślin wspomniani autorzy oszacowali na 33 dolary na 1 hektar uprawy soi. Wiele gatunków chwastów, np. chrzan pospolity, skrzyż polny, mięta polna, pokrzywa zwyczajna, rumianek pospolity, bylica piołun i wrotycz pospolity chroni rośliny uprawne także przed patogenami, co wykorzystywane jest w rolnictwie ekologicznym, w którym nie stosuje się chemicznych środków ochrony roślin (Hochół 2003).

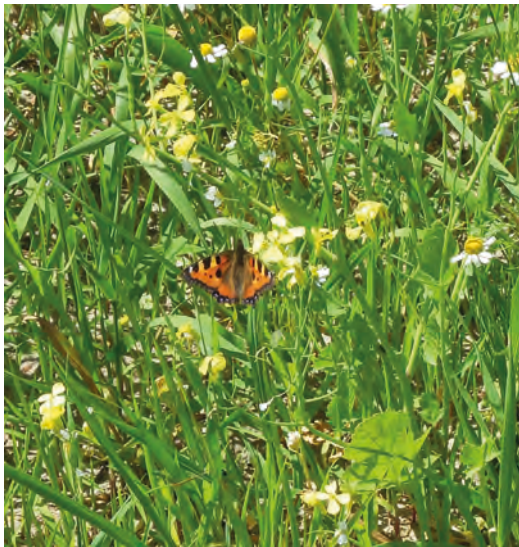
Znane są również chwasty, które wydzielają substancje chemiczne o działaniu allelopatycznym, tzn. stymulującym bądź hamującym kiełkowanie określonych gatunków roślin uprawnych. Pozytywne oddziaływanie allelopatyczne na rośliny uprawne wywierają: komosa biała i pokrzywa zwyczajna na ziemniaka; Inica pospolita, rumianek pospolity i fiołek polny na żyto; chaber bławatek i rumianek pospolity na różne gatunki zbóż (Duer 1996).

Bardzo cenną dla rolnika usługą, dostarczaną przez różnorodność gatunkową flory segetalnej, jest stwarzanie odpowiednich siedlisk dla owadów zapylających, głównie różnych gatunków

pszczół, trzmieli, motyli oraz muchówek. Ich obecność w agroekosystemie zależy od dostępności kwitnących roślin dwuliściennych. W krajobrazie rolniczym Polski dominują zboża, których udział w strukturze zasiewów w 2014 r. wynosił 73% (GUS 2015). Nie mają one jednak większego znaczenia dla owadów zapylających. Rośliną uprawną o dużym znaczeniu dla tej grupy zwierząt jest rzepak, którego udział w strukturze zasiewów wynosił w 2014 r. około 9%. Owady korzystają z niego tylko przez krótki okres wiosną. Po kwitnieniu rzepaku ważne okazują się, występujące w łanach roślin uprawnych, na miedzach, odłogach i innych nieużytkach, kwitnące gatunki chwastów. Siedliska takie istotnie zwiększają populację owadów zapylających, przez co wpływają pozytywnie na plony sąsiadujących z nimi roślin owadopylnych: rzepaku, gorczycy, roślin bobowatych (Feltham i in. 2015). Dobrą praktyką jest wysiewanie pasów kwitnących roślin na obrzeżach pól uprawnych (Critchley i in. 2004). Do roślin pyłko- i nektarodajnych należą m.in.: rumian polny, ostrożeń polny, chaber bławatek, komosa biała, ostróżeczka polna, mniszek pospolity, mak polny, młecz polny. Gatunki te cechuje zwykle atrakcyjna barwa kwiatów, duża ilość produkowanego pyłku lub nektaru oraz rozciągnięty w czasie okres kwitnienia. Majewski (2014) oszacował wartość usługi ekosystemowej polegającej na zapylaniu sadów w województwie lubelskim na 5 do 40 tysięcy zł na hektar, w zależności od gatunku rośliny oraz sposobu wyceny. Na wartość tej usługi może mieć wpływ obecność w sąsiedztwie sadów i pól uprawnych z kwitnącymi chwastami, które dostarczają pożytku pszczołom i innym owadom zapylającym w okresie poprzedzającym kwitnienie sadów, a także po jego zakończeniu.

Oprócz wymienionych wyżej korzyści, niektóre gatunki chwastów, m.in. rumianek pospolity, skrzyp polny, chaber bławatek są cennym surowcem zielarskim i mogą stanowić źródło dodatkowego dochodu gospodarstwa (Dobrzański, Adamczewski 2009).

Coraz bardziej ceniona, przez rolników i społeczność miejską odpoczywającą na wsi, jest też różnorodność krajobrazowa. Dla gospodarstw ekologicznych i innych prowadzących działalność agroturystyczną, podniesienie walorów estetycznych okolicy (pola z kwitnącymi chabrami, makami czy rumianowatymi) służy zwiększeniu atrakcyjności gospodarstwa. Może to wpłynąć na poprawę jego kondycji finansowej i przynajmniej częściowo rekompensować straty plonu wynikające z zachwaszczenia.



Kwiaty gorczyca polnej i mniszka pospolitego są źródłem pokarmu dla owadów zapylających (fot. B. Feledyn-Szewczyk)

Od końca ubiegłego wieku, w związku z upowszechnieniem idei rolnictwa zrównoważonego oraz promowaniem metod produkcji przyjaznych dla środowiska, takich jak rolnictwo ekologiczne i integrowane, dokonana się ewolucja w poglądach na temat znaczenia chwastów. Zaczęły być one postrzegane nie tylko jako konkurenci roślin uprawnych, ale także jako element zwiększający bioróżnorodność w agrocenozach (Hochół 2003; Marshall i in. 2003). Obecnie, zamiast całkowitej eliminacji chwastów, dąży się do ograniczania ich liczebności do poziomu niepowodującego istotnego zmniejszenia plonu przy uwzględnieniu tzw. progów szkodliwości (tab. 1). Zatem chwastów nie należy traktować wyłącznie jako czynnika ograniczającego plony roślin uprawnych, ponieważ ich szkodliwość zależy od wielu czynników biologicznych, siedliskowych i agrotechnicznych, m.in. gatunku i liczebności chwastów, rośliny uprawnej i jej zdolności konkurencyjnych, przeznaczenia upraw, a także typu gleby, przebiegu pogody i stosowanych przez rolnika zabiegów agrotechnicznych (Feledyn-Szewczyk 2013; Hochół 2013). Z drugiej zaś strony ekologiczna rola chwastów w środowisku nie może usprawiedliwiać ich nadmiernego występowania. Korzyści z zachowania bioróżnorodności są trudne do odnotowania w krótkim czasie, a tym bardziej nie jest łatwo je wycenić (Berbeć 2014). Dlatego idea ochrony różnorodności chwastów towarzyszących roślinom uprawnym nie zawsze spotyka się ze zrozumieniem i aprobatą rolników, choć w dłuższej perspektywie czasowej może przynosić wymierne korzyści finansowe i być opłacalna.

Tabela 1. Progi ekonomicznej szkodliwości wybranych gatunków chwastów w zbożach

Gatunki chwastów	Liczebność (szt./m ²)	Gatunki chwastów	Liczebność (szt./m ²)
Chaber bławatek	1–5	Owies głuchy	0,5–5
Dymnica pospolita	25	Przetaczniki	25–44
Fiótek polny	50	Przytulia czepna	0,1–2
Gorczyca polna	2	Rdest kolankowy	5
Gwiazdnica pospolita	26–40	Rdestówka powojowata	2
Jasnoty	30–44	Rdest ptasi	10
Kurzyśląd polny	45	Rumian polny	2–5
Mak polny	10–22	Rzodkiew świrzepa	3
Maruna bezwonna	3–5	Starzec zwyczajny	15
Miotła zbożowa	10–20	Stokłosy	3
Mlecz polny i mlecz zwyczajny	15	Wiechlina roczna	>50
Niezapominajka polna	6	Wiechlina zwyczajna	5
Ostrożeń polny	3	Wyczyniec polny	8–30
Gatunki dwuliścienne średniego piętra bez dominacji gatunku			30

źródło: Domaradzki 2008

2.3. Praktyki rolnicze o pozytywnym wpływie na różnorodność flory na gruntach ornych

2.3.1. Zróżnicowany płodozmian, stosowanie zasiewów mieszanych i międzyplonów

Różnorodność roślin uprawnych w zmianowaniu sprzyja zwiększaniu ogólnej bioróżnorodności ekosystemów rolniczych (Hilbig 1997; Benton i in. 2003). Każdemu gatunkowi rośliny uprawnej towarzyszy charakterystyczne zbiorowisko chwastów. Obecnie asortyment roślin uprawnych ograniczony jest z reguły do 2–3 gatunków technologicznie podobnych, a niektóre gatunki roślin uprawiane są w monokulturach (Jaskulski, Jaskulska 2006). Uprawa niewielkiej liczby gatunków, duży udział zbóż w strukturze zasiewów czy też uprawa w monokulturze sprzyjają dominacji określonych gatunków chwastów, które mogą być uciążliwe dla rolnika, np. miotły zbożowej (Feledyn-Szewczyk 2013). Prowadzi to również często do zachwiania równowagi mikrobiologicznej w glebie, degradacji i zanikania cennych przyrodniczo siedlisk, zanieczyszczenia wód i erozji gleb (Ryszkowski 1996; Kozłowski 2004). W Polsce spośród 165 gatunków chwastów polnych z grupy archeofitów, aż 60% jest zagrożonych wyginięciem, głównie z powodu intensyfikacji rolnictwa (Zajac i in. 2009).

Występowanie różnych gatunków chwastów przy niezbyt dużej ich liczebności nie stanowi poważnego zagrożenia dla plonów, a może przyczyniać się do zachowania i zwiększania ogólnej bioróżnorodności agroekosystemów i świadczenia wielu usług ekosystemowych, takich jak zapylenie, naturalna ochrona roślin, ochrona gleb przed erozją itd. Większym zagrożeniem dla plonów może być zbiorowisko segetalne złożone z jednego lub dwóch gatunków chwastów, ze względu na brak konkurencji między nimi, niż wielogatunkowe zbiorowisko tych roślin (Dobrzański, Adamczewski 2009). Prawidłowy płodozmian, który służy zachowaniu dużej różnorodności gatunkowej flory segetalnej, a zarazem przeciwdziała nadmiernemu, uciążliwemu zachwaszczeniu, powinien składać się przemiennie z roślin jarych i ozimych, jednorocznych i wieloletnich, uprawianych w zwartym łanie i szerokich rzędach. Powinien odznaczać się różnorodnością odmian, mieszaniną gatunków, wsiewkami i międzyplonami, z uwzględnieniem właściwości allelopatycznych różnych gatunków roślin uprawnych, jak również towarzyszących im zabiegów agrotechnicznych (Liebman, Dyck 1993; Feledyn-Szewczyk 2014).



Uprawa roślin bobowatych w zmianowaniu sprzyja zwiększeniu żyzności gleby i różnorodności flory segetalnej oraz bezkręgowców (fot. M. Staniak, B. Feledyn-Szewczyk)

Rośliny jare mają większe znaczenie dla utrzymania różnorodności roślin i zwierząt w ekosystemach rolniczych niż rośliny ozime (Dicks i in. 2013). Zmiany w praktyce rolniczej w wielu krajach Europy, polegające na częstszym wysiewie roślin ozimych niż jarych, miały negatywny wpływ na różnorodność biologiczną użytków rolnych, w tym na populacje bezkręgowców i ptaków krajobrazu rolniczego (Donald, Vickery 2000). W badaniach Halda (1999), uprawa zbóż jarych w porównaniu z uprawą zbóż ozimych powodowała wzrost różnorodności gatunkowej flory segetalnej, przy czym nie stwierdzono istotnego wzrostu ogólnej liczebności chwastów. Inne badania prowadzone w Wielkiej Brytanii wykazały jednak, że cztery z pięciu gatunków chwastów segetalnych, takie jak: mak pośredni, czechrzyca grzebieniowa, jaskier polny i kąkol polny produkowały istotnie więcej nasion w zbożach ozimych w porównaniu z jarymi (Sotherton 1998).

Stosowanie wsiewek, w zestawieniu z uprawami w czystym siewie, ogranicza liczebność chwastów, ale nie wpływa negatywnie na różnorodność gatunkową flory segetalnej (Liebman, Dyck 1993; Staniak i in. 2013; Staniak i in. 2015). Badania prowadzone w Wielkiej Brytanii, dotyczące porównania dziesięciu różnych zabiegów sprzyjających bioróżnorodności, wykazały, że stosowanie wsiewek w zbożach jarych zwiększało różnorodność gatunkową flory segetalnej lepiej niż siedem innych praktyk rolniczych. Średnie liczby gatunków chwastów w łanie zbóż z wsiewką wynosiły 5,9; w mieszaninie wysianych gatunków roślin dzikich – 6,7; na miedzach – 6,3;

w naturalnie regenerowanych trawach – 5,5; na obrzeżach pól nienawożonych – 4,8; na ugorach – 4,5; na obrzeżach pól obsianych trawami – 4,4; na ściernisku pozostawionym na zimę – 4,2; w specjalnych pasach ochronnych – 3,5; w jednorocznych trawach na gruntach ornych – 3,1 (Critchley i in. 2004). Natomiast przegląd wyników badań, dotyczących wpływu stosowania wsiewek, np. koniczyny w zbożach jarych, dokonany przez Evansa i in. (2002), nie wykazał pozytywnego wpływu tego zabiegu na różnorodność roślin i bezkręgowców. Duże znaczenie dla zachowania bioróżnorodności ma także utrzymanie pokrycia gleby roślinnością w okresie jesienno-zimowym, poprzez uprawę międzyplonów, zwłaszcza ozimych oraz roślin ozimych w plonie głównym.

2.3.2. Odpowiedni dobór gatunków i odmian roślin uprawnych

Do zwiększenia bioróżnorodności agroekosystemów może przyczynić się uprawa dawnych gatunków i odmian roślin uprawnych. Gatunkami takimi są np. pszenica orkisz, pszenica płaskurka, pszenica samopsza, żyto kszycza, proso, Inicznik siewny, owies szorstki, soczewica jadalna, lędźwian siewny, nostryk żółty czy szarłat (Hodun, Podyma 2011). Dawne gatunki i odmiany roślin uprawnych wyróżniają się z reguły małymi wymaganiami agrotechnicznymi, lepszym przystosowaniem do warunków środowiska, odpornością na choroby oraz małą zawodnością plonowania. Większość z nich może być z powodzeniem uprawiana w niskonakładowych systemach produkcji rolnej oraz w rolnictwie ekologicznym. Dawne odmiany roślin uprawnych występują głównie w południowej części Polski, gdzie skutecznie konkurują z nowymi, intensywnymi odmianami. Możemy je spotkać również we wschodniej części Polski, głównie na Podlasiu i w Kotlinie Sandomierskiej (Podyma 2003). Uprawa różnych gatunków i odmian roślin zmniejsza zagrożenie masowego wystąpienia chorób i szkodników, które mogłyby doprowadzić do dużego spadku plonu. Oprócz zwiększania bioróżnorodności, wiele z tych roślin ma również walory prozdrowotne.

2.3.3. Konserwująca (bezorkowa) uprawa roli

Korzystnie na różnorodność biologiczną wpływa również bezorkowa uprawa roli. W 34 doświadczeniach prowadzonych w 9 krajach, Dicks i in. (2013) stwierdzili pozytywny wpływ uproszczeń w uprawie roli na różnorodność flory segetalnej, bezkręgowców i ptaków.

W 26 przypadkach wykazali negatywny efekt lub jego brak. Natomiast w innych badaniach Anderson i in. (1998) potwierdzili większą liczebność chwastów w uproszczonych systemach uprawy roli niż w systemie orkowym. W warunkach uprawy tradycyjnej (orkowej) chwasty produkują mniej nasion i mniejsze jest nasilenie chwastów wieloletnich, które mogą być uciążliwe dla rolnika i powodować istotne zmniejszenie plonu (Armengot i in. 2016).

2.3.4. Mechaniczne, fizyczne i biologiczne metody ograniczania zachwaszczenia

Z rolniczego punktu widzenia istnieje konflikt między produktywnością roślin uprawnych a chwastami, które konkurują ze sobą o ograniczone zasoby środowiska. Zgodnie z zasadami rolnictwa zrównoważonego, liczebność chwastów powinna być minimalizowana do poziomu niewpływającego w istotny sposób na plonowanie roślin uprawnych, a zarazem niezagrażającego wyginięciu gatunków rzadkich. Do osiągnięcia tego celu mogą być wykorzystywane metody o charakterze długofalowym, takie jak: zróżnicowany płodozmiennik, nawożenie naturalne, odpowiedni dobór gatunków i odmian roślin uprawnych lub bezpośrednie sposoby ograniczania zachwaszczenia (mechaniczne, fizyczne, biologiczne i chemiczne) (Feledyn-Szewczyk 2013).

Od 2014 r. polscy rolnicy są zobowiązani do stosowania zasad integrowanej ochrony roślin, w której pierwszeństwo mają naturalne procesy samoregulacji zachodzące w środowisku oraz niechemiczne metody ochrony roślin. Stosowanie środków chemicznych, najlepiej



Występowanie chwastów poniżej progów szkodliwości w roślinach uprawnych nie wpływa istotnie na ich plonowanie. (fot. B. Feledyn-Szewczyk)

selektywnych, jest zalecane tylko w sytuacjach, gdy liczebność organizmów szkodliwych przekracza próg ekonomicznej szkodliwości i zagraża znacznym stratom plonów (Pruszyński 2009). W integrowanej ochronie roślin dużą uwagę przywiązuje się do stwarzania korzystnych warunków dla rozwoju naturalnych wrogów szkodników, poprzez zachowanie lub tworzenie nowych elementów krajobrazu nieużytkowanych rolniczo, takich jak: miedze, zakrzaczenia, zadrzewienia itp., które stanowią ostoje różnorodności flory i fauny.

W rolnictwie ekologicznym do ograniczania zachwaszczenia wykorzystuje się metody pośrednie i bezpośrednie. Z metod pośrednich podstawowe znaczenie mają: zmianowania o długich rotacjach z udziałem różnych gatunków roślin, dobór odmian charakteryzujących się większą konkurencyjnością w stosunku do chwastów, wykorzystywanie dobrej jakości materiału siewnego, stosowanie zasiewów mieszanych, odpowiedni termin i gęstość siewu oraz odpowiednia uprawa roli warunkująca szybkie i wyrównane wschody roślin uprawnych. Spośród metod bezpośrednich, rolnicy gospodarujący w sposób ekologiczny najczęściej stosują metody mechaniczne, np. bronowanie, natomiast mało rozpowszechnione są metody fizyczne i biologiczne (Kolb, Gallandt 2012). Według Armengot i in. (2013) bronowanie pozwala ograniczyć liczebność chwastów do poziomu, który nie zagraża plonom, ale i nie zmniejsza różnorodności flory. Van Elsen (2000) stwierdził, że intensywne bronowanie prowadzi do zmniejszenia liczebności ozimych chwastów jednorocznych i sprzyja występowaniu krótkotrwałych chwastów jarych. Mechaniczna pielęgnacja kukurydzy i sorgo w ekologicznym systemie gospodarowania pozwoliła na redukcję zachwaszczenia odpowiednio o 77% i 74%, przy utrzymaniu dużej bioróżnorodności oraz zadowalających plonach rośliny uprawnej (Staniak i in. 2011; Staniak i in. 2012).

2.3.5. Wprowadzanie nawozów naturalnych i ograniczone stosowanie syntetycznych nawozów mineralnych

Pozytywnie na różnorodność biologiczną wpływa również stosowanie nawozów naturalnych. Pyšek i Lepš (1991) wykazali, że zarówno rodzaj nawożenia (nawozy naturalne i mineralne), jak i dawka (70 i 140 kg/ha) miały istotny wpływ na skład gatunkowy flory segetalnej. Natomiast badania Stevenson i in. (1997) nie potwierdziły oddziaływania rodzaju

nawożenia na zróżnicowanie gatunkowe zbiorowisk segetalnych. Tang i in. (2014) wykazali, że poszczególne gatunki chwastów różnią się reakcją na nawożenie i mają odmienne strategie przystosowania się do różnego zaopatrzenia gleby w składniki pokarmowe (N, P, K). Nawożenie tylko fosforem i potasem zwiększało liczebność i biomasę chwastów oraz wartości wskaźników bioróżnorodności Shannona-Wienera i Pielou, w porównaniu z wynikami uzyskanymi przy nawożeniu azotem i fosforem. Dicks i in. (2013), na podstawie wyników doświadczeń z sześciu krajów, wykazali, że na polach, na których stosowano nawożenie naturalne, różnorodność gatunkowa i liczebność chwastów oraz pokrycie przez nie gleby było większe niż przy wykorzystywaniu nawożenia mineralnego.

2.3.6. Ograniczone stosowanie herbicydów

Stosowanie herbicydów wpływa negatywnie na bioróżnorodność flory segetalnej, powodując między innymi selekcję biotypów odpornych (Marshall i in. 2003; Marczevska, Rola 2006). W wielu przypadkach stosowanie herbicydów nie zmienia składu gatunkowego zbiorowisk, a jedynie redukuje liczebność niektórych gatunków (Derksen i in. 1995; Stupnicka-Rodzinkiewicz i in. 2004). Zgodnie z zasadami integrowanej ochrony roślin, herbicydy powinny być stosowane w sposób bezpieczny dla zdrowia ludzi i środowiska, z użyciem minimalnych dawek zapewniających wymaganą skuteczność (Domaradzki 2007). Uzyskuje się to poprzez zmniejszanie liczby zabiegów herbicydowych oraz przez obniżanie dawek preparatów dotychczas zalecanych, które zapewnią podobną efektywność zabiegu, jak przy pełnych dawkach. Zaniechanie wykonania zabiegu herbicydowego jesienią i ograniczenie oprysków preparatami o selektywnym działaniu do jednorazowego zabiegu na wiosnę, wpływa pozytywnie na różnorodność gatunkową chwastów i stawnogów (Jones, Smith 2007). Długotrwałe stosowanie substancji o tym samym mechanizmie działania może prowadzić do kompensacji niektórych gatunków chwastów w zbiorowisku i nagromadzenia w siedlisku biotypów odpornych na herbicydy. Dlatego wskazana jest rotacja herbicydów (Murphy, Lemerle 2006). Badania prowadzone w Niemczech wykazały, że w porównaniu z systemem konwencjonalnym, w integrowanych systemach produkcji, w których dawki syntetycznych nawozów mineralnych i herbicydów obniżono o 50% oraz w systemie ekologicznym, obserwowana była istotnie większa różnorodność gatunkowa i pokrycie gleby przez rośliny, jak również zawartość nasion w glebie

(Schmidt i in. 1995). Według tych autorów, zmniejszenie dawek herbicydów o 50% może być skutecznym sposobem łączenia ekonomicznych celów rolnictwa (odpowiedni poziom plonu) z ochroną różnorodności gatunkowej roślin segetalnych. Pozostawianie nieopryskiwanych pasów upraw sprzyja również występowaniu i ochronie cennych gatunków flory (Critchley i in. 2004). Ponadto zaniechanie stosowania herbicydów na miedzach czy brzegach pól nie zwiększa zachwaszczenia w sposób, który miałby istotny wpływ na plon rośliny uprawnej, a jednocześnie stwarza cenne ostoje bioróżnorodności (Smith i in. 1999).

Duże zużycie herbicydów przyczynia się do ujednolicenia flory oraz zaniku gatunków związanych z siedliskami uboższymi. Powstają mało zróżnicowane zbiorowiska roślinności segetalnej, wśród której przeważają silnie wyspecjalizowane gatunki ruderalne. Stanowią one potencjale źródła ekspansywnych chwastów pól uprawnych, mogących się utrzymać tylko dzięki dużej ilości



Nieopryskiwane pasy roślinności sprzyjają występowaniu cennych gatunków roślin, m.in. dziurawca zwyczajnego. (fot. E. Harasim)

łatwo dostępnych składników pokarmowych wprowadzonych z nawożeniem mineralnym.

2.3.7. Zachowanie zróżnicowanego krajobrazu rolniczego

Różnorodność biologiczna agroekosystemów zależy nie tylko od warunków siedliskowych i sposobu gospodarowania rolniczego, ale także od stopnia zróżnicowania otaczającego krajobrazu (Feledyn-Szewczyk 2013). Gaba i in. (2010) wykazali, że różnorodność gatunkowa chwastów i ich liczebność w łanach pszenicy ozimej zwiększały się istotnie wraz z rozdrobnieniem pól i zwiększaniem ich liczby w promieniu 200 m. Było to związane z większą

różnorodnością siedlisk i miedz w obrębie gruntów ornyc. Ponadto stwierdzono, że im bliżej środka pola uprawnego, tym wpływ systemu produkcji na bioróżnorodność jest większy, natomiast bliżej brzegów pola wzrastało znacznie krajobrazu (José-Maria i in. 2010).

Rolnik może i powinien uczestniczyć w kształtowaniu krajobrazu w swoim gospodarstwie, poprzez utrzymanie lub wprowadzanie elementów krajobrazu nieużytkowanych rolniczo, takich jak np.: miedze, zadrzewienia i zakrzaczenia śródpolne, aleje drzew, zarośla, żywopłoty, torfowiska, mokradła, oczka wodne, rowy, starorzecza itp. Mimo, że nie mają funkcji produkcyjnych, to są ostojami wielu cennych gatunków roślin oraz miejscem bytowania, rozwoju i pozyskiwania pokarmu dla pożytecznych gatunków zwierząt, w tym owadów zapylających i naturalnych wrogów szkodników roślin uprawnych (Fuller 2000; Twardowski, Pastuszko 2008; Dembek 2009).

Zbiorowiskami o dużej liczbie gatunków flory i fauny w krajobrazie rolniczym są także nieużytki, ugory i odłogi. Należy jednak pamiętać, że zaprzestanie użytkowania rolniczego prowadzi do zmian w strukturze zbiorowisk roślinnych, tzn. zaniku gatunków typowych dla gruntów ornyc i pojawiania się gatunków ruderalnych i leśnych. Znaczenie obecności różnych elementów krajobrazu nieużytkowanych rolniczo dla utrzymania i wzbogacania różnorodności flory i fauny gospodarstwa, zależy od ich powierzchni i czasu funkcjonowania, a także od powiązania z innymi elementami krajobrazu.



Zadrzewienia śródpolne pełnią wiele funkcji ekologicznych, m.in. są ostojami dla organizmów pożytecznych. (fot. B. Feledyn-Szewczyk)

Rozwój intensywnego rolnictwa wiąże się z upraszczaniem krajobrazu oraz eliminacją ostoi różnorodności biologicznej. Prowadzi to do fragmentacji krajobrazu oraz zmniejsza zróżnicowanie i mozaikowatość siedliskową, która jest podstawą bytu wielu dziko żyjących gatunków roślin i zwierząt (Dąbrowski, Wysocki 2009). Uproszczenie struktury agroekosystemów obniża ponadto ich zdolność do magazynowania wody i związków chemicznych oraz zwiększa zmienność czynników mikroklimatycznych. Fragmentacja naturalnych siedlisk, na skutek intensywnego rozwoju rolnictwa, jest główną przyczyną wymierania małych, izolowanych populacji. Ponadto niekontrolowane odwodnienia prowadzą do wzrostu mineralizacji gleb, zwłaszcza organicznych, a także do nieodwracalnego zaniku siedlisk oraz gatunków mokradłowych flory i fauny.



Brak użytkowania rolniczego sprzyja pojawianiu się gatunków ruderalnych i leśnych. Na zdjęciu żmijowiec zwyczajny na polu odłogowanym (fot. E. Harasim)

Jednak zarówno intensyfikacja, jak i zbytnia ekstensyfikacja gospodarowania nie służy różnorodności biologicznej ekosystemów rolniczych (Tucker, Heath 1994).

Wkraczanie gatunków obcych wywołuje wiele skutków biologicznych, ekologicznych i genetycznych. Może spowodować zmianę składu gatunkowego zbiorowiska lub całkowitą eliminację roślin rodzimych. W efekcie dochodzi do ukształtowania się zbiorowisk z dominacją gatunków obcego pochodzenia. Może także prowadzić do ograniczenia zasobów genowych naturalnej roślinności. Poza tym niektóre gatunki obce mogą powodować duże straty gospodarcze (np. rdestowiec ostrokończysty), inne zaś mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia człowieka i zwierząt (np. barszcz Sosnowskiego) (Tokarska-Guzik i in. 2012).

2.4. Wpływ różnych systemów produkcji rolniczej na różnorodność flory segetalnej na gruntach ornych

Wraz ze zmianami w rolnictwie, w Europie obserwowano przekształcenia w strukturze zbiorowisk segetalnych. Stwierdzono, że skład gatunkowy zbiorowisk chwastów w Wielkiej Brytanii zmienił się nieznacznie między XV i XIX wiekiem. Dominowały wtedy chwasty jednoroczne, takie jak: gorczyca polna, gwiazdnica pospolita, tasznik pospolity, maruna bezwonna, rumianek pospolity. Rozpowszechnienie od połowy XX wieku intensywnych metod produkcji rolnej spowodowało znaczące zmiany jakościowe i ilościowe w zbiorowiskach chwastów. Zmniejszyło się występowanie chwastów wrażliwych na herbicydy, a niektóre z tych gatunków obecnie uważane są za zagrożone wyginięciem. Wzrósł natomiast w zbiorowiskach udział chwastów niewrażliwych lub odpornych na herbicydy (Mc Closkey i in. 1996).

Według Kleijn i in. (2011), istnieje wiele gatunków przystosowanych do ekstensywnej produkcji rolnej, natomiast nie ma gatunków charakterystycznych dla intensywnego rolnictwa Europy Zachodniej. Badania zbiorowisk roślinnych w sześciu krajach Europy, o różnym stopniu intensywności rolnictwa, wykazały, że 72% gatunków występujących na polach intensywnie użytkowanych było obserwowanych także na polach użytkowanych ekstensywnie, gdzie stanowiły 30% wszystkich stwierdzonych gatunków. Ponadto spośród najczęściej występujących gatunków, pięć gatunków, takich jak: perz właściwy, mniszek pospolity, wiechlina zwyczajna, koniczyna biała, rdest ptasi było wspólnych dla rolnictwa intensywnego i ekstensywnego. Intensyfikacja rolnictwa prowadzi zatem do jeszcze większej dominacji gatunków najliczniejszych i do ustępowania gatunków rzadkich.

Według Storkeya i in. (2012), gatunkami najbardziej zagrożonymi wyginięciem są te, które towarzyszą coraz rzadziej uprawianym roślinom, takim jak len zwyczajny, konopie siewne, ciecierzycy pospolita, soczewica jadalna. Do najbardziej zagrożonych należą również te związane z siedliskami oligotroficznymi, które z uwagi na ich małą żyzność są porzucane przez rolników albo zalesiane. Obserwacje niektórych autorów wskazują, że rolnictwo ekologiczne sprzyja występowaniu gatunków zdolnych do biologicznego wiązania azotu, m.in. z rodzaju wyk (Feledyn-Szewczyk 2013) oraz zachowaniu rzadkich gatunków zagrożonych wyginięciem (Van Elsen 2000).

Obecnie w Polsce funkcjonują różne systemy gospodarowania rolniczego: konwencjonalny (intensywny i ekstensywny), integrowany i ekologiczny. Różnią się one podejściem do zmianowania, poziomem zużycia nawozów mineralnych oraz strategią ograniczania występowania chwastów, szkodników i patogenów. W systemie konwencjonalnym, który dominuje w Polsce, podstawowym sposobem ograniczania zachwaszczenia jest stosowanie herbicydów. Wprowadzenie obowiązku stosowania integrowanej ochrony roślin, sprzyja mniejszemu zużyciu herbicydów oraz lepszemu wykorzystaniu agrotechnicznych i mechanicznych metod ograniczania zachwaszczenia, co może wpłynąć pozytywnie na ochronę różnorodności flory segetalnej. Niektórzy autorzy uważają, że integrowana ochrona roślin i integrowany system produkcji nie wywierają tak istotnego pozytywnego wpływu na bioróżnorodność, jak system ekologiczny (Krawczyk 2005). Potwierdzają to wyniki wieloletnich badań Feledyn-Szewczyk (2013) porównujących system konwencjonalny, integrowany i ekologiczny. Wykazały one, że średnia liczba gatunków chwastów występujących na polu w ekologicznej uprawie pszenicy wynosiła 22, natomiast na pozostałych powierzchniach, na których stosowano herbicydy, była około 3,5-krotnie mniejsza. Liczebność chwastów w łanie pszenicy ozimej w systemie ekologicznym wyniosła średnio 112 roślin/m². Natomiast w monokulturze odnotowano 38 roślin/m², w systemie konwencjonalnym – 27 roślin/m², a w systemie integrowanym – 18 roślin/m².

Pozytywny wpływ rolnictwa ekologicznego na różnorodność flory i fauny na gruntach ornych był opisywany w wielu pracach naukowych (Hołdyński i in. 2000; Kapeluszný, Haliniarz 2000; Rola i in. 2000; Jastrzębska i in. 2013) i zagranicznych (Van Elsen 2000; Hole i in. 2005). Różnice między różnorodnością gatunkową flory segetalnej w rolnictwie ekologicznym i konwencjonalnym zależą od intensywności produkcji rolnej, zwłaszcza w systemie konwencjonalnym. Kolářová i in. (2015) w badaniach prowadzonych w grupie 30 gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych wykazali występowanie 84 gatunków chwastów w zbożach ozimych uprawianych w warunkach systemu konwencjonalnego, podczas gdy w systemie ekologicznym zidentyfikowano ich 148. Wyniki badań monitoringowych prowadzonych w IUNG-PIB w ramach projektu „Ochrona różnorodności gatunkowej cennych przyrodniczo siedlisk na użytkach rolnych na obszarach Natura 2000 w woj. lubelskim” również wykazały

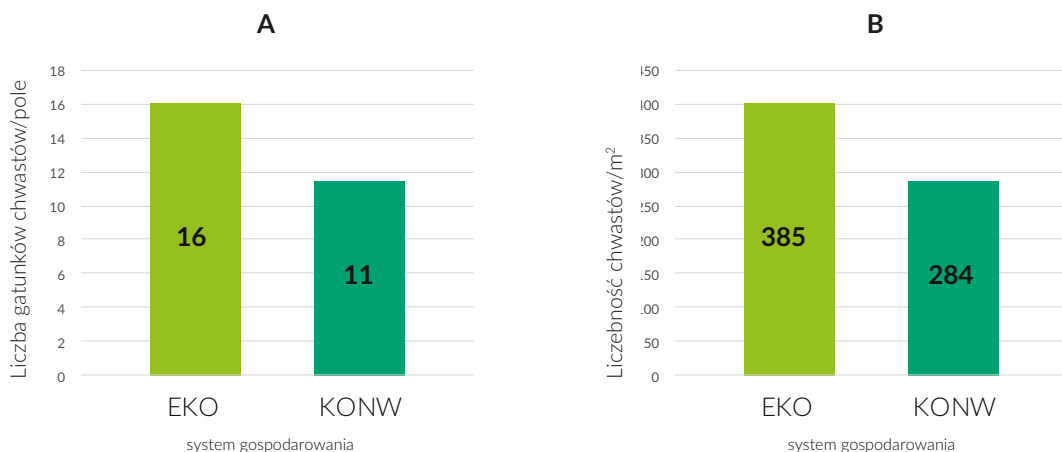


Rolnictwo ekologiczne sprzyja występowaniu gatunków z rodzaju wyka. Po lewej: wyka wąskolistna, po prawej: wyka kosmata (fot. E. Harasim)



Pola uprawiane ekologicznie są ostoją rzadkich gatunków flory segetalnej, po lewej: kąkol polny, w środku: miłek letni, po prawej: kurzyśląd błękitny (fot. B. Feledyn-Szewczyk)

większą liczebność i bogactwo gatunkowe chwastów w gospodarstwach ekologicznych w porównaniu z konwencjonalnymi (ryc. 1). Różnice między bogactwem gatunkowym gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych ekstensywnych nie były jednak tak duże, jak przy zestawieniu z systemami konwencjonalnymi intensywnymi (Feledyn-Szewczyk 2013, Kolářová i in. 2015). Wskazuje to, że tradycyjne gospodarstwa prowadzące ekstensywną produkcję rolniczą sprzyjają różnorodności gatunkowej flory segetalnej. Z przeglądu wyników badań dokonanego przez Dicks i in. (2013) wynika natomiast, że nie ma dowodów świadczących, iż wspieranie rolnictwa niskonakładowego zwiększa różnorodność biologiczną agroekosystemów.



Ryc. 1. Liczba gatunków (A) oraz liczebność (B) chwastów w zbożach ozimych w gospodarstwach ekologicznych (EKO) i konwencjonalnych (KONW) (źródło: Staniak i in. 2016)

2.5. Działania Wspólnej Polityki Rolnej sprzyjające różnorodności flory na gruntach ornych

Od czasu wejścia Polski do UE w 2004 r. rolnicy mogą korzystać z instrumentów wsparcia działań na rzecz ochrony różnorodności biologicznej w ramach WPR i PROW. Do poprawy stanu środowiska na obszarach wiejskich, w tym utrzymywania i zwiększania bioróżnorodności, przyczyniają się działania podejmowane w ramach spełniania norm i wymogów wzajemnej zgodności tzw. „cross-compliance”. Od 2015 r. realizowane jest w Polsce i w innych krajach UE działanie zwane „zazielenieniem”, obejmujące płatność za praktyki rolnicze korzystne dla klimatu i środowiska, takie jak: dywersyfikacja upraw, utrzymanie trwałych użytków zielonych oraz obszarów proekologicznych. Do praktyk korzystnych dla bioróżnorodności należy także stosowanie systemów gospodarowania przyjaznych dla środowiska, takich jak uregulowane odrębnymi przepisami rolnictwo ekologiczne oraz wdrażanie pakietów działania rolno-środowiskowo-klimatycznego, za które rolnicy także otrzymują wsparcie finansowe. Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne na lata 2014–2020 zawiera 7 różnych pakietów, przy czym do ochrony różnorodności flory segetalnej na gruntach ornych w największym stopniu może przyczynić się realizacja pakietu 2. Ochrona gleb i wód (realizacja możliwa tylko na określonych obszarach) oraz pakietu 6. Zachowanie zagrożonych zasobów genetycznych roślin w rolnictwie.

W Szwajcarii skuteczność działań analogicznych do programu rolnośrodowiskowego była zróżnicowana w zależności od badanych grup organizmów. Bogactwo gatunkowe flory segetalnej i ślimaków zwiększało się, natomiast w przypadku ptaków i motyli efekt był mniej widoczny (Roth i in. 2008). Stwierdzono zależność między świadomością ekologiczną rolnika, intensywnością prowadzonej produkcji rolniczej a bioróżnorodnością (Schmitzberger i in. 2005). Badania przeprowadzone w Danii wykazały, że na przestrzeni lat 1967–1989 nastąpił spadek liczebności pospolicie występujących chwastów segetalnych (Andreasen i in. 1996). Natomiast na początku XXI w. zanotowano wzrost liczebności i różnorodności flory chwastów na gruntach ornych. Mogło to być efektem stosowania zmniejszonych dawek herbicydów, wykorzystania progów szkodliwości, wprowadzania metod gospodarowania sprzyjających zachowaniu i zwiększaniu bioróżnorodności (Andersen, Stryhn 2008).

2.6. Podsumowanie

Praktyki rolnicze pozytywnie wpływające na różnorodność flory segetalnej na gruntach ornych

- Właściwie zaplanowany płodozmian z wykorzystaniem różnych gatunków roślin, w tym roślin bobowatych, mieszanek i międzyplonów;
- Odpowiedni dobór gatunków i odmian roślin uprawnych;
- Ochrona istniejących oraz tworzenie nowych ostoj bioróżnorodności, takich jak: zadrzewienia, zakrzaczenia, miedze, oczka wodne itd., stanowiących miejsce bytowania zapylaczy, pożytecznych zwierząt i naturalnych wrogów szkodników upraw;
- Utrzymywanie w użytkowaniu, najlepiej ekstensywnym, gruntów marginalnych;
- W ograniczaniu zachwaszczenia stosowanie herbicydów po przekroczeniu progów ekonomicznej szkodliwości;
- Stosowanie mechanicznych, fizycznych i biologicznych metod;
- Stosowanie nawozów naturalnych i organicznych oraz ograniczenie stosowania syntetycznych nawozów mineralnych;
- Wdrażanie konserwującej (bezorkowej) uprawy roli;
- Wdrażanie przyjaznych dla bioróżnorodności systemów rolniczych, takich jak rolnictwo ekologiczne czy niskonakładowe systemy rolnictwa konwencjonalnego.

3. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu siedlisk przyrodniczych i dużej różnorodności flory na trwałych użytkach zielonych

Łąki i murawy, jako ekosystemy półnaturalne w naszej strefie klimatycznej, charakteryzują się spontanicznym składem gatunkowym, będącym efektem konkurencji międzygatunkowej modyfikowanej przez działalność człowieka. W określonych warunkach użytkowania i typach siedlisk wykształciły się różne typy łąk i muraw. Ich walory przyrodnicze kształtowane są przede wszystkim przez rodzaj i intensywność użytkowania rolniczego.

Jedną z cech charakteryzujących użytki zielone o dużej wartości przyrodniczej jest ich bogactwo gatunkowe. Utrzymanie tego bogactwa pozostaje jednak często w sprzeczności ze standardami produkcji łąkarskiej, której priorytetem jest uzyskiwanie dużych ilości wartościowej paszy. Optymalny gospodarczo skład runi odznacza się ubogim składem gatunkowym. Dominują w nim trawy szlachetne z udziałem roślin z rodziny bobowatych oraz gatunków zaliczanych do grupy ziół, których większa ilość, szczególnie na łąkach niżowych, traktowana jest z produkcyjnego punktu widzenia jako objaw degradacji – zachwaszczenia (Barszczewski i in. 2014; Wróbel i in. 2015). Te same gatunki ziół niejednokrotnie stanowią o wartości przyrodniczej łąk i muraw. Utrzymaniu dużej różnorodności gatunkowej sprzyja ekstensywne użytkowanie kośne lub pastwiskowe i ograniczone stosowanie innych zabiegów pratotechnicznych. Rozwinięte w ostatnim stuleciu metody intensyfikacji produkcji lub zarzucanie użytkowania gruntów spowodowały znaczne pogorszenie walorów przyrodniczych oraz spadek areалу siedlisk łąkowych i murawowych wykształconych w warunkach tradycyjnej, ekstensywnej gospodarki. Aktualnie duże zagrożenie dla łąk i muraw stanowią obce gatunki inwazyjne, które występują coraz powszechniej i wkraczają przede wszystkim na siedliska nieużytkowane lub użytkowane zbyt ekstensywnie (rozdział 3.3). Ponadto, na stan i różnorodność biologiczną siedlisk półnaturalnych wpływa szereg czynników niezależnych od indywidualnego użytkownika, zwykle oddziałujących negatywnie, jak odwodnienia, opad azotu z atmosfery czy zmiany klimatyczne.



Różnorodności biologicznej sprzyja mozaika krajobrazu rolniczego: ekstensywnie użytkowanych pól i łąk ze zróżnicowanymi terminami pokosów i wypasu oraz fragmentów niewykoszonych z udziałem pojedynczych drzew, ich szpalerów lub kęp (fot. M. Rycharski)

Niektóre cenne siedliska przyrodnicze zostały objęte ochroną na mocy przepisów Unii Europejskiej, co z racji członkostwa Polski we Wspólnocie ma również przełożenie na przepisy krajowe (Ustawa 2004). Podstawowymi dokumentami regulującymi ochronę zagrożonych wyginięciem przyrodniczo cennych siedlisk i gatunków są tzw. dyrektywa siedliskowa (Dyrektywa 1992) i dyrektywa ptasia (Dyrektywa 2009). Na podstawie tych dokumentów Unia Europejska tworzy sieć obszarów chronionych Natura 2000, w granicach których występują cenne siedliska przyrodnicze, a także populacje zagrożonych gatunków (tzw. siedliska i gatunki Natura 2000). Obok ekosystemów wykształcających się niezależnie od gospodarki człowieka, na mocy dyrektywy siedliskowej chronione są także siedliska półnaturalne, w szczególności łąki i murawy.

W celu ochrony bioróżnorodności w krajobrazie rolniczym, każde państwo członkowskie opracowuje system działań, w ramach których rolnicy dobrowolnie zobowiązują się przez okres kilku lat do przestrzegania wymogów gospodarowania sprzyjających ochronie środowiska i przyrody (tzw. program rolnośrodowiskowy). Pakiety rolnośrodowiskowe mające na celu ochronę łąk, wdrażane są w Polsce od 2004 roku (PROW 2004; PROW 2014;

PROW 2016). Według stanu na koniec 2014 roku, wsparciem w programie rolnośrodowiskowym na lata 2007–2013 objętych zostało ponad 130 tysięcy gospodarstw i ponad 2,7 milionów hektarów gruntów. Pakiety mające na celu ochronę zagrożonych gatunków ptaków i siedlisk przyrodniczych realizowano w ponad 30 tysiącach gospodarstw na powierzchni przekraczającej 350 tysięcy hektarów. Największym zainteresowaniem cieszyły się warianty dotyczące ochrony siedlisk lęgowych ptaków – ponad 90% przyznanych płatności (Sprawozdanie 2014). Obecnie wdrażana jest trzecia edycja programu, tzw. działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne, w ramach którego dla ochrony cennych siedlisk łąkowych i murawowych powstały dwa pakiety i szereg wariantów (tab. 2, tab. 3) (Rozporządzenie 2015). Choć kolejne edycje programu rolnośrodowiskowego różnią się od siebie, to we wszystkich wymogi użytkowania łąk i muraw wskazują obowiązek ekstensywnego użytkowania kośnego lub zrównoważonego wypasu. Oprócz stosowania określonych zasad gospodarowania na cennych przyrodniczo siedliskach, beneficjent programu ma obowiązek zachować w gospodarstwie całą powierzchnię trwałych użytków zielonych oraz elementy krajobrazu nieużytkowane rolniczo stanowiące ostoje przyrody, które również mają duże znaczenie dla ochrony bioróżnorodności.

Wprowadzenie systemu dopłat rolnośrodowiskowych na użytkach zielonych ma na celu nie tylko ochronę cennych ekosystemów, ale także ich odtwarzanie. Dlatego do programu rolnośrodowiskowego włączane są zarówno siedliska w dobrym stanie zachowania, jak i niezadowalającym (Critchley i in. 2007; Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015). Odpowiednio dobrane użytkowanie rolnicze przyczynia się co najmniej do spowolnienia lub zatrzymania tempa ich degradacji, co również jest efektem pozytywnym z punktu widzenia ochrony przyrody. Dla zachowania walorów przyrodniczych określonego typu łąki czy murawy kluczowe jest stosowanie praktyk właściwych dla danego siedliska, dlatego należy je prawidłowo zidentyfikować.

3.1. Dobre praktyki rolnicze na łąkach cennych przyrodniczo

3.1.1. Cenne przyrodniczo łąki półnaturalne

3.1.1.1. Półnaturalne łąki świeże

Łąki świeże są bogatymi florystycznie zbiorowiskami rozwijającymi się na niżu i w niższych położeniach górskich. Dzielią się na dwa zasadnicze typy: niżowe i górskie świeże łąki kośne użytkowane ekstensywnie *Arrhenatherion elatioris* (BR-BL 1925) KOCH 1926 (siedlisko Natura 2000 o kodzie 6510) oraz górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie *Polygono-
-Trisetion* BR-BL 1948 (6520). Oprócz wymienionych, wyróżniamy także siedliska o charakterze pastwiskowym *Cynosurion* R.TX 1947. Bogate gatunkowo łąki świeże są dominującym typem łąk w niższych położeniach górskich, natomiast na niżu są one obecnie mniej powszechne dlatego, że znaczna ich część została przekształcona na wysokoprodukcyjne użytki zielone lub grunty orne.

Łąki świeże występują zazwyczaj na glebach mineralnych, niepodtapianych, zarówno na powierzchniach płaskich, jak i nachylonych o różnych ekspozycjach. Z gospodarczego



Łąki świeże są siedliskami cennymi zarówno pod względem walorów przyrodniczych, jak i gospodarki łąkarskiej. (fot. A. Szczepaniuk)



Świerzbica polna – jeden z gatunków charakterystycznych dla półnaturalnych łąk świeżych (fot. K. Brzezińska)

punktu widzenia są to jedne z cenniejszych zbiorowisk trawiastych o znacznej produktywności. Ich ruń budowana jest najczęściej przez wysokie trawy, takie jak rajgras wyniosły, kupkówka pospolita czy stokłosa miękka, a w górach konietlica łąkowa. W składzie gatunkowym znaczny udział mają byliny z rodziny selerowatych,

jak np. marchew zwyczajna, barszcz zwyczajny oraz bobowatych, jak np. komonica zwyczajna oraz koniczyny. Na łąkach świeżych bardzo często występują: bodziszek łąkowy, świerzbica polna, dzwonek rozpierzchły i złocień właściwy, a w górach przywrotniki, bodziszek leśny oraz inne gatunki typowo górskie. Siedliska wypasane charakteryzuje występowanie m.in. stokrotki pospolitej i grzebienicy pospolitej.

Na łąkach świeżych występuje wiele roślin rzadkich i chronionych, m.in. storczykowate, goryczkowate, a w górach także krokus spiski, mieczyk dachówkowaty, chaber ostrołuskowy czy wszewłoga górski (Zarzycki, Mirek 2006; Rozporządzenie 2014b). Dodatkowo są to siedliska bogate w gatunki kwitnące w różnym czasie, dlatego stanowią schronienie dla wielu gatunków motyli. Zwłaszcza łąki wykształcone na południowych stokach wzniesień lub skarp obfitują w rzadkie gatunki ciepłolubne czy kserotermiczne, przez co stanowią miejsce bytowania wielu gatunków bezkręgowców.

Mimo dużej powierzchni łąk świeżych w Polsce, ich stan zachowania nie jest dobry. Lepszą kondycję siedlisk w regionach górskich w stosunku do nizinnych potwierdzają zarówno wyniki monitoringu łąk objętych pakietami przyrodniczymi programu rolnośrodowiskowego (Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015), jak i monitoringu gatunków i siedlisk



Górskie łąki świeże są szczególnie bogate gatunkowo. (fot. A. Kazuń)

przyrodniczych realizowanego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Monitoring 2009–2011). W skali Unii Europejskiej siedlisko to jest zachowane przeważnie w stanie niezadowolającym lub złym (Reporting 2013). Największymi zagrożeniami dla łąk świeżych są: intensyfikacja użytkowania, często połączona z podsiewaniem wydajnych gatunków traw, zamiana łąk na grunty orne, a także zaniechanie koszenia i wkraczanie niepożądanych gatunków (Monitoring 2009–2011; Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015).

3.1.1.2. Półnaturalne łąki wilgotne

Łąki wilgotne *Calthion palustris* R.TX. 1936 em. OBERD. 1957, zwane również kaczeńcowymi, mogą rozwijać się na obszarze całego kraju. Występują w podmokłych obniżeniach, dolinach rzecznych, na tarasach zalewowych, częściowo odwodnionych torfowiskach niskich oraz innych stosunkowo silnie uwilgotnionych terenach. Poziom wody gruntowej jest tu wysoki, szczególnie wiosną i jesienią.

Pod względem gospodarczym należą do ekstensywnych, dość wydajnych użytków zielonych. Stanowią zróżnicowaną grupę łąk. W ich składzie gatunkowym znaczny udział mają duże byliny. Za wyjątkiem zbiorowiska z dominacją sitowia leśnego, występującego w miejscach



Łąki wilgotne charakteryzują się wysokim poziomem wód gruntowych. Na zdjęciu łąka wilgotna z udziałem rdestu wężownika i ostrożenia łąkowego (fot. J. Kamiński)

wysięków i źródlisk, są to wielogatunkowe i wielowarstwowe łąki. Na nizinach w zachodniej i środkowej części kraju przeważają łąki ze znacznym udziałem ostrożenia warzywnego, natomiast we wschodniej części niżu oraz na terenach górskich i podgórskich częściej występują zbiorowiska z masowym udziałem ostrożenia łąkowego. W Sudetach i we wschodniej Polsce wykształciły się specyficzne typy łąk wilgotnych z udziałem traw i dominującym rdestem wężownikiem, któremu współtowarzyszą zwykle dzięgiel leśny i ostrożeń błotny. Na niżu spotykane są także silnie uwilgotnione łąki z przewagą turzyc i znacznym udziałem knieci błotnej. W górach szczególnie interesujące są wykształcone na niewielkich powierzchniach ziołoroślowe fitocenozy z udziałem ostrożenia dwubarwnego i świerzębka orzęsionego lub płaty z pępawą błotną i kniecią błotną. Wartościowa



Niektóre gatunki traktowane jako chwasty z produkcyjnego punktu widzenia, stanowią o wartości przyrodniczej łąk. Na zdjęciu łąka wilgotna z dominacją ostrożenia warzywnego (fot. K. Brzezińska)



Knieć błotna potocznie nazywana kaczeńcem, jest charakterystycznym gatunkiem dobrze zachowanych łąk wilgotnych. (fot. A. Kazuń)

przyrodniczo jest także postacią łąki wilgotnej z rzadkim i chronionym pełnikiem europejskim, która występuje głównie w Sudetach oraz na Pomorzu Zachodnim.

Łąki wilgotne są również cennymi siedliskami dla ptaków wodno-błotnych oraz motyli, w tym gatunków z załącznika II dyrektywy siedliskowej UE (Dyrektywa 1992): czerwończyka fioletka i czerwończyka nieparka.

Wyniki monitoringu gatunków i siedlisk przyrodniczych pokazują, że stan zachowania łąk wilgotnych w Polsce w regionach górskich jest właściwy, natomiast na nizinach niezadowolający (Monitoring 2013–2014). Powyższe wyniki znajdują potwierdzenie w danych pochodzących z monitoringu efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego (Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015). Stan zachowania łąk wilgotnych jest niezadowolający przede wszystkim ze względu na negatywne oddziaływanie rowów odwadniających, powodujących nadmierne przesuszenie siedlisk, a także nasilające się ekspansje gatunków niepożądanych. Często notowanymi zagrożeniami są także zaniechanie użytkowania kośnego lub zbyt rzadkie użytkowanie oraz związana z nimi zmiana składu gatunkowego, będąca skutkiem zarastania łąk (Monitoring 2013–2014; Jarzombkowski i in. 2015; Kazuń 2015; Kotowska, Topolska 2015).

3.1.1.3. Pótnaturalne łąki zmiennowilgotne

Łąki zmiennowilgotne dzielą się na dwa typy: łąki trzęślicowe (siedlisko Natura 2000 o kodzie 6410) i łąki selernicowe (6440). Różnią się one sposobem zasilania wodnego i rodzajem podłoża. Zasięg występowania łąk trzęślicowych obejmuje prawie całą Polskę niżową. Łąki te wykształcają się w miejscach charakteryzujących się wyraźnymi wahaniami poziomu wód gruntowych, w trakcie roku – wysokim poziomem wiosną, a niskim latem. Mogą występować na podłożu mineralnym lub organicznym, zazwyczaj na siedliskach stosunkowo ubogich w składniki pokarmowe, zwłaszcza w potas i fosfor. Łąki selernicowe natomiast związane są głównie z dolinami dużych rzek, zwłaszcza z obniżeniami i wyniesieniami podlegającymi cyklicznym zalewom. Wykształcają się na zasobniejszym podłożu, zazwyczaj w miejscach nawożonych przez żyzne namuły rzeczne. Pod względem gospodarczym łąki trzęślicowe nie są cenione, ponieważ stanowią źródło niskiej jakości paszy. Dawniej użytkowane były głównie z przeznaczeniem na ściótkę dla zwierząt gospodarskich. Siano z łąk selernicowych ma większą wartość gospodarczą, zwłaszcza jeżeli charakteryzuje się dużym udziałem traw.

Łąki trzęślicowe są jednym z najcenniejszych i najbardziej zróżnicowanych siedlisk przyrodniczych pośród łąk. Najczęściej dominującym gatunkiem jest tu trawa – trzęślica modra. Niektóre postacie wykształcające się na przesuszonych, kwaśnych glebach potorfowych



Łąki trzęślicowe to bardzo zróżnicowane i bogate gatunkowo siedliska. Płat z udziałem czarcikęsu łąkowego. (fot. K. Brzezińska)



Płat łąki trzęślicowej z kwitnącym kosańcem syberyjskim i ciemiężcą zieloną. (fot. A. Gutkowska)

są stosunkowo ubogie gatunkowo. Oprócz trzęślicy modrej oraz różnych gatunków sitów, udział innych roślin łąkowych jest tam niewielki. Na siedliskach żyzniejszych, często zasobnych w wapń i wilgotnych, odnaleźć można łąki trzęślicowe bogate gatunkowo, gdzie oprócz roślin typowych dla łąk zmiennowilgotnych, zaznacza się udział gatunków wilgociolubnych pochodzących z łąk kaczeńcowych, szuwarów bądź z wapieniolubnych mechowisk. Na mineralnym podłożu, na siedliskach bardziej suchych, występują bogate gatunkowo postacie łąk trzęślicowych, z udziałem gatunków łąk świeżych i muraw ciepłolubnych. Typowymi roślinami dla łąk trzęślicowych są m.in. bukwica zwyczajna, olszewnik kminkolistny, sierpek barwierski czy czarcikęs łąkowy. W składzie gatunkowym występuje również wiele gatunków rzadkich lub chronionych, m.in.: kosaciec syberyjski, goździk pyszny czy goryczka wąskolistna (Rozporządzenie 2014b). Charakterystyczne jest to, że poszczególne gatunki zakwitają w różnym czasie, od wiosny (np. kosaciec syberyjski), w lecie (np. bukwica zwyczajna), do jesieni (np. goryczka wąskolistna).

Roślinność łąk selernicowych jest odporna zarówno na obfite zalanie wodą, jak i silne przesuszenie podłoża. W runi znaczny udział mają trawy, najczęściej wyczyniec łąkowy,



wiechlina wąskolistna czy śmiątek darniowy. Często występują tu gatunki związane ogólnie z siedliskami zmiennowilgotnymi, jak przytulia północna czy krwiściąg lekarski. Natomiast rośliny charakterystyczne dla łąk selernicowych to m.in. selernica żyłkowana oraz czosnek kątowaty, które zwykle występują na nich dość licznie.

Łąki zmiennowilgotne, w szczególności trzęślicowe, są ostoją wielu rzadkich gatunków zwierząt, zwłaszcza motyli chronionych

Goryczka wąskolistna, roślina zakwitająca zwykle dopiero w sierpniu lub wrześniu, z którą związany jest jeden z rzadkich motyli – modraszek alkon.
(fot. K. Brzezińska)



Łąki selernicowe wykształcają się na terenach zalewowych w dolinach wielkich rzek. Na zdjęciu aspekt letni z tanem kwitnącego czosnku kątownatego. (fot. K. Brzezińska)

w ramach dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa 1992): modraszków telejusa, nausitosa i alkona.

Stan zachowania łąk zmiennowilgotnych, zarówno trzęślicowych, jak i selernicowych, jest w Polsce w przeważającej części niezadowolający albo zły (Monitoring 2009–2011; Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015). W skali Unii Europejskiej stan tych łąk jest zły we wszystkich badanych regionach (Reporting 2013). W Polsce znajduje się około 1/3 zasobów łąk selernicowych Unii Europejskiej. Tym samym stan zachowania tego siedliska w kraju ma istotne znaczenie dla jego ochrony w Europie (Jarzombkowski i in. 2015). Głównymi zagrożeniami dla powyższych ekosystemów jest zaniechanie koszenia, rozprzestrzenianie się gatunków ekspansywnych lub intensyfikacja gospodarowania (Monitoring 2009–2011; Jarzombkowski i in. 2015; Kazuń 2015). Dodatkowo czynnikami zagrażającym łąkom selernicowym są regulacje i obwałowania rzek uniemożliwiające zalewy (Monitoring 2009–2011; Jarzombkowski i in. 2015).



Ekstensywne koszenie jest najważniejszym zabiegiem utrzymującym bogactwo gatunkowe cennych przyrodniczo siedlisk łąkowych. (fot. K. Brzezińska)

3.1.2. Użytkowanie łąk z korzyścią dla przyrody

3.1.2.1. Ekstensywne koszenie

Koszenie jest podstawowym zabiegiem niezbędnym do wytworzenia i utrzymania łąk półnaturalnych, wpływającym na warunki świetlne i troficzne, a także na termin i długość okresu wzrostu i rozwoju roślin (np. Benstead i in. 1997; Ausden 2007; Kryszak i in. 2007; Matuszkiewicz 2008; Kołos 2012). Jest ono także konieczne do zachowania występujących na łąkach populacji gatunków rzadkich i zagrożonych wyginięciem (Schrautzer i in. 2011; Kulik 2013). Skład gatunkowy łąk, a co za tym idzie ich walory przyrodnicze, jest kształtowany nie tylko przez warunki glebowe i klimatyczne, ale głównie przez termin pierwszego koszenia oraz liczbę pokosów (Benstead i in. 1997; Ausden 2007; Kryszak i in. 2007; Humbert i in. 2012). Zarówno intensyfikacja użytkowania (zwiększenie liczby pokosów oraz wczesny termin koszenia (Ausden 2007), jak i jego nadmierna ekstensyfikacja oraz, w najgorszym wypadku, zarzucenie użytkowania, wpływają negatywnie na różnorodność florystyczną łąk (Peintinger, Bergamini 2006; Kryszak i in. 2006; Kryszak i in. 2007; Myśliwy, Bosiacka 2009; Trąba, Wolański 2012).

Dla utrzymania walorów przyrodniczych większości łąk półnaturalnych nie ma potrzeby koszenia częściej niż raz w roku (Ausden 2007; Myśliwy, Bosiacka 2009), choć w przypadku siedlisk wykształconych na żyznym podłożu i nawożonych (łąki świeże, niektóre selernicowe i wilgotne) użytkowanie dwukośne może być wskazane. Stałe lub okresowe wprowadzenie drugiego pokosu może być też zasadne, gdy na łąkę wkraczają rośliny ekspansywne (np. podrost drzew, krzewów, gatunki ziołoroślowe), a w szczególności inwazyjne gatunki obce geograficznie (Kazuń 2015). Z przeprowadzonych w Europie badań nad roślinnością i florą cennych przyrodniczo łąk wynika, że najkorzystniejsze dla wskaźników ich różnorodności florystycznej jest jednokrotne koszenie w okresie czerwiec–sierpień (Ausden 2007), optymalnie pod koniec czerwca lub w lipcu (Critchley i in. 2007; Moora i in. 2007; Pywell i in. 2007; Humbert i in. 2012; Kołos, Banaszuk 2013; Dicks i in. 2013 za Younger, Smith 1994). W Anglii na łąkach, które tradycyjnie koszone w lipcu, pokos zebrany w tym okresie zawierał najwięcej nasion (Dicks i in. 2013 za Smith i in. 1996). Jednak lipcowy termin pokosu może być niekorzystny dla zawiązania nasion przez niektóre gatunki (Benstead i in. 1997; Lepš 1999; Krasicka-Korczyńska 2008). W związku z tym regularne koszenie w lipcu ogranicza możliwość rozmnażania generatywnego przynajmniej części gatunków, co w dłuższym czasie może prowadzić do osłabienia i wycofania się ich z runi. Natomiast coroczne opóźnianie koszenia do sierpnia lub do



Lipcowy termin pokosu nie sprzyja wytworzeniu dojrzałych nasion przez staroduba łąkowego z rodziny selerowatych, chronionego jako gatunek Natura 2000. (fot. K. Brzezińska)

jeszcze późniejszego terminu, choć w krótkiej perspektywie czasu jest korzystne dla liczebności populacji bezkręgowców, ptaków i drobnych ssaków (Buri i in. 2013), długofalowo prowadzi do zubożenia florystycznego łąki (Humbert i in. 2012), wkraczania niepożądanych gatunków (Kryszak, Kryszak 2007; Jarzombkowski i in. 2015) i degradacji siedlisk przyrodniczych. Najkorzystniejsze dla ochrony różnorodności gatunków wydaje się stosowanie zmiennych terminów koszenia w kolejnych latach lub koszenie mozaikowe – poszczególne fragmenty łąki są koszone w różnych terminach. W przypadku wykonywania drugiego pokosu powinien on nastąpić nie wcześniej niż po upływie 7–8 tygodni od pierwszego koszenia.

Z gospodarczego punktu widzenia, łąki użytkowane z przeznaczeniem na paszę, na nizinach powinny być koszone dwa, a nawet trzy lub czterokrotnie w ciągu roku (Barszczewski i in. 2014; Wróbel i in. 2015). Natomiast na obszarach górskich za optymalne przyjmuje się dwukrotne koszenie (Twardy i in. 2015). Najlepszą wartość pokarmową siana uzyskuje się w wyniku koszenia runi we wczesnych fazach rozwojowych roślin. Z tego względu pierwszy pokos zaleca się wykonywać na początku lub w fazie pełnego kłoszenia dominujących gatunków traw (Wróbel i in. 2015; Twardy i in. 2015). Jednak dla zachowania walorów przyrodniczych łąk, regularne, coroczne wykonywanie kilku koszeń w roku nie jest korzystne. Prowadzi do ograniczenia rozwoju generatywnego roślin, zwłaszcza dwuliściennych, potocznie nazywanych ziołami, a także do spadku liczby gatunków charakterystycznych i wyróżniających cenne przyrodniczo łąki (Kryszak 2007; Kulik 2014).

Wielokrotne koszenie w ciągu roku łąk świeżych z wczesnym terminem pierwszego pokosu prowadzi do wzrostu udziału traw w runi, które są zdolne do szybkiej regeneracji. Natomiast zarówno zbyt częsty i zbyt wczesny, jak i nadzbyt późny termin koszenia przyczyniają się do zwiększenia udziału gatunków synantropijnych (związanych z miejscami silnie przekształconymi przez człowieka) oraz spadku różnorodności biologicznej tych łąk (Kryszak, Kryszak 2007; Humbert i in. 2012).

Łąki wilgotne powinny być koszone z różną częstotliwością, w zależności od stopnia uwilgotnienia, jednak nie rzadziej niż raz na kilka lat (Monitoring 2013–2014). Zwykle zalecane jest regularne, coroczne użytkowanie (Kazuń 2015; Kotowska, Topolska 2015).

Zbyt ekstensywne koszenie tych siedlisk nie powstrzymuje ekspansji niepożądanych, wysokich gatunków obcych (np. nawłoci kanadyjskiej i nawłoci późnej) oraz rodzimych: ziołoroślowych (np. wiązówki błotnej, krwawnicy pospolitej), turzyc (np. turzycy drżączkowatej) lub traw (np. mozgi trzcinowatej i trzciny pospolitej), które ograniczają występowanie gatunków niskodarniowych i prowadzą do ubożenia gatunkowego łąk (Kotańska 1993; Kołos, Banaszuk 2013; Monitoring 2013–2014; Jarzombkowski i in. 2015; Kazuń 2015). Na łąkach silnie zabagnionych, z dominacją turzyc, regularne, coroczne użytkowanie kośne prowadzi do wzrostu udziału gatunków łąkowych, sprzyja także roślinom storczykowatym z rodzaju kukufka (Kołos 2012; Kołos, Banaszuk 2013).

Duże zróżnicowanie łąk trzęślicowych (Kącki 2007; Trąba, Wolański 2012) rzutuje na różnorodność zalecanych dla nich form użytkowania (Kulik 2013). Większość autorów zaleca koszenie tych łąk raz na dwa lata (ewentualnie raz w roku) w terminach jesiennych (koniec sierpnia–październik), m.in. z powodu występowania gatunków późnokwitnących. Również z uwagi na przekonanie, że tradycyjnie łąki trzęślicowe koszone nieregularnie, nie co roku



Zbyt rzadkie koszenie podmokłych łąk prowadzi do ich zarastania przez wilgotne ziołorośla. Na zdjęciu krwawnica pospolita, jeden z gatunków ziołoroślowych. (fot. A. Szczepaniuk)

i późno, a siano przeznaczane było na ściótkę dla zwierząt (Kącki, Załuski 2004; Matuszkiewicz 2008; Michalska-Hejduk, Kopeć 2012). Jednak ostatnie badania wykazują, iż jest to zbyt mała częstotliwość koszenia, gdyż na łąkach użytkowanych w ten sposób obserwuje się często ekspansję drzew i krzewów (Kulik 2013), jak również niepożądanych gatunków roślin zielnych, w tym nadmierny rozrost trzęślicy modrej oraz inwazję obcych gatunków nawłoci (Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015; Kazuń 2015). Dlatego wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego uwzględniają możliwość koszenia łąk trzęślicowych co roku, w drugiej połowie czerwca. Z jednej strony ogranicza to wzrost niepożądanych gatunków, z drugiej zaś, pozostały do końca sezonu wegetacyjnego czas jest wystarczający dla rozwoju późnokwitających gatunków łąkowych (Krasicka-Korczyńska 2008; Rozporządzenie 2015). Zaniechanie użytkowania łąk trzęślicowych przez kilka lat skutkuje uproszczeniem składu gatunkowego, eliminacją roślin rocznych, dwuletnich i niskich bylin (Trąba, Wolański 2012). Jednak nadmierna intensyfikacja użytkowania jeszcze szybciej prowadzi do zubożenia florystycznego tych łąk (Kulik 2014). Dlatego niezalecane jest koszenie dwa razy w roku, a także użytkowanie kośno-pastwiskowe (Kulik 2013; Kulik 2014).

W Wielkiej Brytanii zabiegiem rekomendowanym w programie rolnośrodowiskowym jest znaczne opóźnienie pokosu na łąkach (koszenie w sierpniu) co kilka lat (Critchley i in. 2007; Pywell i in. 2007). W Polsce, w wariantach łąkowych programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 oraz w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym, koszenie łąk jest dopuszczone nie wcześniej niż 15 czerwca (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015). Obecnie wymogi dla łąk trzęślicowych przewidują jeden pokos w roku lub koszenie raz na dwa lata w terminie od 1 września do 31 października, a w uzasadnionych przypadkach od 15 do 30 czerwca. Natomiast na łąkach selernicowych, świeżych i wilgotnych dozwolone jest użytkowanie jedno- bądź dwukośne w okresie od 15 czerwca do 30 września (tab. 2) (Rozporządzenie 2015). W oparciu o stan i potrzeby danego płatu siedliska ekspert przyrodniczy, opracowujący zestaw wymogów dla konkretnej działki, może uszczegółowić terminy pokosów.

Dodatkowo, aby umożliwić gatunkom rozwój generatywny, bez względu na termin koszenia, w obu edycjach programu rolnośrodowiskowego wymaga się pozostawiania na łące fragmentu

wyłączonego z użytkowania przez jeden sezon, na którym rośliny mogą przejść cały rozwój zakończony pełną dojrzałością i rozsianiem nasion (tab. 2) (Zarzycki 1967; Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015). Poza tym pozostawienie fragmentów niekoszonych przez rok lub dwa lata sprzyja rozwojowi roślin, które preferują rzadsze niecoroczne koszenie – np. niektóre gatunki charakterystyczne dla łąk trzęślicowych, jak kosaciec syberyjski. Fragmenty niekoszone są bardzo ważne dla bioróżnorodności fauny, m.in. stanowią miejsce schronienia i rozrodu ptaków oraz różnych grup bezkręgowców.

Pozostawianie fragmentów niekoszonych ma znaczenie przede wszystkim na obszarach, gdzie większość łąk jest koszonych w podobnym terminie (np. na dużych powierzchniowo działkach) oraz na łąkach koszonych dwa lub więcej razy w roku, na których kolejne pokosy uniemożliwiają wydanie i dojrzewanie nasion. Mniejsze znaczenie ma w kompleksach łąkowych, gdzie działki są małe i występuje naturalna mozaika użytkowania (jedni rolnicy koszą wcześniej, drudzy później). Z tego względu w DRŚK na takich działkach (poniżej 0,5 ha lub 1 ha) nie ma obowiązku pozostawiania fragmentów niekoszonych. Niezwykle ważne jest, aby w kolejnych latach skosić ruń i zebrać siano z fragmentów pozostawionych bez koszenia, ponieważ nawet kilkuletnie zaprzestanie użytkowania prowadzi do wkraczania gatunków niepożądanych oraz akumulacji wołtoku i istotnie ogranicza rozwój siewek roślin (Mudrák i in. 2013).



Powierzchnie niekoszone, pozostawione na łące przez jeden rok, są miejscem, w którym rośliny mogą przeprowadzić pełny cykl rozwojowy, zakończony dojrzewaniem i osypaniem nasion. (fot. A. Kazuń)

Fragmentów niekoszonych nie należy wyznaczać w miejscach ekspansji gatunków niepożądanych, zwłaszcza obcych gatunków inwazyjnych, ponieważ sprzyja to ich dalszemu rozprzestrzenianiu. Niewskazane jest pozostawianie powierzchni niekoszonych na łąkach przywróconych do użytkowania po kilku lub kilkunastu latach nieużytkowania. Na takich obszarach trzeba w pierwszej kolejności ograniczyć udział zalegającego wojłoku oraz wysokich, szybko rosnących gatunków niepożądanych – ziołoroślowych, szuwarowych, a także wkraczających drzew i krzewów, poprzez koszenie i zbiór biomasy (Kołos, Banaszuk 2013).

Ze względu na obecność gatunków wrażliwych na niskie koszenie, łąki trzęślicowe powinny być ścinane na wysokości nie mniejszej niż 10 cm (Kącki, Załuski 2004). Zbyt niskie koszenie, które pozbawia rośliny liści przyziemnych, zmniejsza zdolność regeneracji runi, szczególnie na łąkach koszonych wielokrotnie w ciągu roku (Ausden 2007 za Binnie i in. 1980; Wróbel i in. 2015). Utrudnia również odnawianie niektórych rzadkich gatunków, np. storczykowatych (Barabasz 1994 za Kornaś 1990). Z powyższych przyczyn na pozostałych typach łąk powinno się kosić na wysokości nie mniejszej niż 5 cm. Jesienny pokos korzystniej jest ścinać o 1–2 cm wyżej, optymalnie na wysokość 6–8 cm, zwłaszcza na łąkach z przewagą wysokich traw i gatunków dwuliściennych, np. na rajgrasowych łąkach świeżych (Czyż 2009; Barszczewski i in. 2014; Wróbel i in. 2015). W tym okresie rośliny gromadzą węglowodany w dolnych częściach pędów, a zbyt niskie koszenie zakłóca ten proces i prowadzi do osłabienia odporności roślin na mróz oraz spowalnia odrastanie runi wiosną (Czyż 2009). Ze względu na możliwość koszenia łąk na odpowiedniej wysokości, zalecane jest używanie kosiarek listwowych lub rotacyjnych – bębnowych.

3.1.2.2. Zbiór siana

Kolejnym krokiem po skoszeniu łąki jest zbiór ściętej biomasy. Przed zebraniem wskazane jest suszenie siana na łące, połączone z przetrząsaniem skoszonej runi. Ten tradycyjny zabieg, od lat praktykowany na łąkach, prowadzi do osypywania się nasion (Zarzycki i in. 2005; Ausden 2007). Umożliwia to zasilenie banku nasion w glebie, a tym samym przyczynia się do odnawiania bogatych gatunkowo zbiorowisk łąkowych (Stańko-Bródkowa 2008). Coraz popularniejsze zbieranie mokrego siana na sianokiszonkę i foliowanie go prowadzi do pominięcia bądź mocnego zredukowania tego procesu (Krasicka-Korczyńska 2008).



Przetrzęsanie siana podczas jego suszenia na łące sprzyja osypywaniu się nasion. (fot. A. Szczepaniuk)

Zalegający wołtok roślinny jest jednym z głównych czynników wpływających na skład gatunkowy runi łąkowej (Peintinger, Bergamini 2006). Pozostawianie skoszonej biomasy powoduje zmniejszenie zadarnienia powierzchni i spadek różnorodności gatunkowej półnaturalnych łąk (Hölzel 2005 za Fosterem, Grosse 1998; Spačková i in. 1998; Jensen, Meyer 2001; Zarzycki, Kaźmierczakowa 2006; Wasilewski 2015). Dotyczy to zarówno siana zostawionego na pokosach, jak i rozdrobnionej biomasy, tzw. mulczu. Stwierdzono, że niezбиieranie skoszonej biomasy skutkuje degradacją zbiorowisk roślinnych w siedliskach świeżych, tak nizinnych (Wasilewski 2013a), jak i górskich (Nadolna 2009) oraz pobagiennych (Wasilewski 2013a,b, Wasilewski 2015).

W wyniku akumulacji martwej materii następuje zmniejszenie ilości światła słonecznego docierającego do gleby, co utrudnia kiełkowanie nasion, wpływa negatywnie na przeżywalność siewek i wzrost światłożądnych roślin łąkowych, w tym wielu rzadkich gatunków (Einarsson, Milberg 1999; Lepš 1999). Dodatkowo znaczna część osypujących się nasion zatrzymuje się na warstwie wołtoku (Guziak, Lubaczewska 2001), a następnie obumiera, nie mając kontaktu z glebą i nie mogąc korzystać z zawartej w niej wody. Podobnie dzieje się z nasionami znajdującymi się w rozdrobnionej runi. Zalegająca na łące warstwa wołtoku przepuszcza wodę z opadów atmosferycznych, jednak stanowi barierę uniemożliwiającą jej odparowanie,



fot. P. Pech



fot. K. Brzezińska



Zbiór i wywóz skoszonego siana z łąk jest niezwykle istotny zarówno dla zachowania ich walorów przyrodniczych, jak i produkcyjnych. (fot. K. Brzezińska)

wskutek czego następuje zwiększenie wilgotności gleby i wzrost udziału gatunków ziółoroślowych, ograniczających występowanie roślin światłolubnych o niskim pokroju (Wesołowska 2009). Pozostawienie skoszonego siana skutkuje także spadkiem udziału traw w runi (Wasilewski 2013b, Wasilewski 2015).

Rozkładająca się biomasa prowadzi też do zmian warunków glebowych, ponieważ jest źródłem biogenów. Jej pozostawianie skutkuje wzrostem żyzności siedliska (Wasilewski



Wojłok nagromadzony w wyniku pozostawienia skoszonej biomasy lub zaniechania użytkowania łąk utrudnia rozwój roślin światłożądnych i przyczynia się do zmian warunków glebowych. (fot. P. Kalinowski)

2015) i może przyczyniać się do degradacji cennych przyrodniczo zbiorowisk, zwłaszcza tych, które naturalnie kształtują się w warunkach niewielkiej żyzności. Rozkładające się siano działa podobnie jak duża dawka nawozów azotowych (Wesołowska 2009), czego efektem może być ekspansja niepożądanych gatunków azotolubnych (Zarzycki, Kaźmierczakowa 2006), jak np. pokrzywa zwyczajna, przytulia czepna czy ostrożeń polny (Myśliwy, Bosiacka 2009; Wasilewski 2013ab). Ryzyko przeżyźnienia gleby w wyniku rozkładu martwej materii roślinnej dotyczy w szczególności siedlisk wilgotnych (Römermann i in. 2009). Coroczne pozostawianie biomasy, pomimo jego nawożącego oddziaływania, nie przyczynia się do wzrostu plonu z koszonych łąk (Wasilewski 2015).

Na rozwój roślinności istotnie wpływa także termin mulczowania. Biomasa skoszona i pozostawiona latem znacznie szybciej ulega rozkładowi. Natomiast wykonanie pierwszego pokosu i zmulczowanie siana jesienią (np. we wrześniu) skutkuje pozostaniem nierozłożonej warstwy wojłoku do kolejnego sezonu wegetacyjnego, co prowadzi do zaburzeń składu gatunkowego łąk (Gaisler i in. 2004).

Zostawianie rozdrobnionego siana na siedliskach świeżych lub suchych, położonych na płytkich glebach, uważa się za mniej niekorzystne w porównaniu ze zbyt ekstensywnym użytkowaniem lub zaprzestaniem koszenia i wypasu (Römermann i in. 2009; Mašková i in. 2009). Niektórzy autorzy sugerują, że pozostawianie rozdrobnionej biomasy na niskoproduktywnych, górskich łąkach pozwala utrzymać ich różnorodność gatunkową, poprzez ograniczanie dominacji traw oraz dostarczanie składników pokarmowych (Doležal i in. 2011). Badania prowadzone na produkcyjnych, ubogich gatunkowo łąkach świeżych oraz wilgotnych wskazują, że zmiana składu gatunkowego i degradacja runi następuje dopiero po kilku latach pozostawiania zmulczowanej biomasy (Wasilewski 2013a,b).

Z powyższych względów na wybranych siedliskach, np. dwukośnych łąkach świeżych, w szczególności położonych na terenach górskich, dopuszczalne może być pozostawianie rozdrobnionej biomasy raz na 3 do 5 lat. Spełnia to wtedy rolę nawożenia. Jednak na większości cennych przyrodniczo łąk zabieg ten nie powinien być stosowany. Jest również zabroniony w wymogach wariantów łąkowych działania rolno-środowiskowo-klimatycznego (tab. 2) (Rozporządzenie 2015).

Praktyka rolnicza oraz przytoczone wyżej argumenty potwierdzają znaczenie jak najszybszego usunięcia wysuszonego siana z łąki. Jeśli nie jest to możliwe, wówczas konieczny jest właściwy



Siano nie powinno być składowane na obszarach podmokłych, w obniżeniach terenu i płatach cennych siedlisk przyrodniczych. (fot. Ł. Krajewski, A. Szczepaniuk)



Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego dopuszczają tymczasowe pozostawienie na łące siana, złożonego w przyzmy lub tradycyjne stogi czy brogi, które muszą zostać wywiezione do 1 marca kolejnego roku. (fot. K. Brzezińska)

dobór miejsca składowania biomasy. W tym celu należy unikać powierzchni podmokłych, obniżeń terenu, w których ze względu na dużą wilgotność mogłoby dojść do zgnicia siana i miejscowej eutrofizacji siedliska. Jednak przede wszystkim należy wyłączyć z tego płaty cenne przyrodniczo, w szczególności stanowiska rzadkich gatunków roślin i zwierząt. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego zakazują składowania biomasy wśród kęp drzew i zarośli oraz w rowach (tab. 2) (Rozporządzenie 2015). Ponadto nakazują, w terminie do 2 tygodni po koszeniu, wywieźć siano z łąki albo ułożyć je w przyzmy, stogi lub brogi, które powinny zostać usunięte z działki nie później niż do 1 marca kolejnego roku. Uprzątnięcie ich jest konieczne, ponieważ pozostawione na łące powodują eutrofizację siedliska, stanowią zagrożenie pożarowe (Zarzycki i in. 2005 za Wróbel 2000) i uniemożliwiają wzrost runi w miejscach, w których zalegają. Dopuszczenie zwożenia biomasy w miesiącach zimowych odnosi się do tradycyjnego zbioru siana z terenów podmokłych. W tym czasie możliwe jest wjechanie cięższym sprzętem na zamrożony grunt, nie wyrządzając przy tym znacznych zniszczeń pokrywy glebowej i darni.

3.1.2.3 Techniczne aspekty koszenia i zbioru siana

Współczesne maszyny rolnicze wykorzystywane do koszenia i zbioru biomasy charakteryzują się dużą wydajnością i możliwością zastosowania w zróżnicowanych warunkach. Z jednej strony sprzyja to prowadzeniu gospodarki świadomie uwzględniającej potrzeby przyrodnicze, z drugiej zaś pociąga za sobą ryzyko nieracjonalnej intensyfikacji prac rolniczych.

Jednocześnie w wielu drobnych gospodarstwach nadal stosowane są starsze maszyny. Niezależnie od zasobów sprzętowych, zachowanie różnorodności siedlisk i gatunków roślin wymaga uwzględnienia kilku aspektów technicznych.

Dostosowanie maszyn rolniczych oraz sposobu wykonywania prac do warunków podłoża

Nieuwzględnienie stopnia uwilgotnienia, nachylenia, nierówności terenu czy stanu darni może skutkować nieefektywnym przeprowadzeniem zabiegu, a w skrajnych przypadkach degradacją siedliska lub uszkodzeniem sprzętu. Ograniczanie praktyk prowadzących do zniszczenia gleby wpisuje się w wymogi wszystkich wariantów pakietów poświęconych ochronie cennych siedlisk i zagrożonych gatunków ptaków działania rolno-środowiskowo-klimatycznego (tab. 2 i 6) (Rozporządzenie 2015).

Aby zminimalizować ryzyko wystąpienia negatywnych oddziaływań zabiegów prądoteknicznych, konieczne jest przede wszystkim powstrzymanie się od wykonywania prac przy wysokim poziomie wód gruntowych i rozmiękniętej glebie oraz wykorzystanie sprzętu o stosunkowo małym nacisku na podłoże. Można w ten sposób uniknąć powstawania kolein i przerywania darni, które dodatkowo ograniczają jej wytrzymałość na obciążenia w latach kolejnych (Dembek 2013). Siedliskami łąkowymi najbardziej narażonymi na tego typu zniszczenia są łąki wilgotne i zmiennowilgotne z dużym udziałem gatunków dwuliściennych (słabo zadarnione). W takich przypadkach zaleca się stosowanie ogumienia niskociśnieniowego oraz opon o dużej średnicy i szerokości (Golka, Kamiński 2011). Wykorzystanie kół bliźniaczych, zasadne na siedliskach torfowych, najczęściej nie jest konieczne na większości łąk, ponieważ głębokość zalegania zwierciadła wody latem (w czasie koszenia i zbioru biomasy) jest stosunkowo duża (zazwyczaj kilkadziesiąt centymetrów).

Dostosowanie typu kosiarki do ukształtowania terenu również zapobiega niszczeniu darni i sprzyja sprawnemu przeprowadzeniu koszenia. Na łąkach niżowych i górskich o niewielkich spadkach zalecane są kosiarki listwowe lub rotacyjne. Na stokach o nachyleniu powyżej 15° lepiej sprawdzają się kosiarki listwowe czołowe. Przy nachyleniu powyżej 20° lub na niewielkich, wykępionych albo nierównych powierzchniach należy stosować wykaszarki spalinowe i kosy ręczne.

Na rozległych, równych, twardych, dobrze zadarnionych łąkach (głównie świeżych) zastosowanie mają kosiarki o dużej szerokości roboczej lub łączone po dwie. Dla łąk o nierównej powierzchni zaleca się kosiarki o najmniejszej możliwej szerokości roboczej (Barszczewski i in. 2014; Twardy i in. 2014).

Zachowanie siedlisk łąkowych w dobrym stanie wymaga ponadto minimalizacji liczby przejazdów tą samą trasą oraz liczby wykonywanych nawrotów. Dotyczy to zarówno samego koszenia, jak i przetrząsania, zgrabiania i zwożenia biomasy.

Stosowanie kosiarek sprzyjających regeneracji runi

Kosiarki różnią się między sobą przede wszystkim budową zespołu tnącego (Gaworski 2014). Sposób cięcia wpływa na kondycję roślin poddawanych temu zabiegowi, w tym na szybkość odrastania i zdolność regeneracji runi. Najlepsze efekty daje pod tym względem kosiarka listwowa. Cięcie następuje pomiędzy dwiema krawędziami tnącymi, co umożliwia szybsze odrastanie (Szolc 2006). Koszenie odbywa się na wysokości do kilkunastu centymetrów.

Maszyny listwowe, dawniej w powszechnym użytku, wypierane są obecnie przez kosiarki rotacyjne (bębnowe i dyskowe) charakteryzujące się większą wydajnością. Spośród nich jedynie kosiarki bębnowe można uznać za sprzyjające zachowaniu różnorodności florystycznej łąk. Są to maszyny górnonapędowe z możliwością regulacji wysokości cięcia w zakresie 3–8 cm. Ich zaletą jest



Sposób cięcia kosiarek listwowych sprzyja odrastaniu runi (fot. Agro-Partner)

duża odporność na zapychanie oraz możliwość koszenia przy jeździe do tyłu, co ułatwia pracę na małych powierzchniach oraz w zróżnicowanym terenie i przy częstych nawrotach. W porównaniu do kosiarek dyskowych, są one prostsze i łatwiejsze w serwisowaniu (Szolc 2006). Jednocześnie charakteryzują się gorszą niż kosiarki listwowe jakością cięcia (odbywa się ono przez szybkie uderzenie rośliny nożykiem).

Kosiarki dyskowe (tarczowe) i bijakowe odznaczają się dużo większą prędkością obrotową zespołów tnących, która wpływa negatywnie na możliwości regeneracji runi (Szolc 2006). Praca kosiarek bijakowych polega na rozdrabnianiu roślin, w efekcie czego biomasa pozostaje na działce, co dodatkowo nie sprzyja zachowaniu różnorodności florystycznej (rozdział 3.1.2.2.). Z powyższych względów nie zaleca się ich stosowania.

Właściwa obsługa i naprawa maszyn w terenie

Eksploatacja maszyn powinna odbywać się zgodnie z ich przeznaczeniem, zasadami BHP oraz zasadami ochrony środowiska. Sprzęt rolniczy musi być sprawny technicznie, a w przypadku usterki lub pracy z paliwami, olejami, smarami czy innymi płynami, konieczne jest zabezpieczenie terenu przed przedostaniem się do gruntu substancji szkodliwych (np. poprzez zastosowanie mat chłonących).

3.1.2.4. Zrównoważony wypas

Zrównoważony wypas jest jednym z najważniejszych czynników kształtujących i stabilizujących cenne, półnaturalne nizinne i górskie zbiorowiska łąkowo-pastwiskowe (Michalik 1989; Jermaczek-Sitak 2012; Loch 2012). Stosowany jest jako zabieg ich ochrony (Benstead i in. 1997; Olf, Ritchie 1998; Piek 1998; Zarzycki 2003; Czylok i in. 2010; Metera i in. 2010; Chabuz i in. 2012; Sosin-Bzducha i in. 2012). Powstrzymuje wkraczanie roślinności ziołoroślowej i krzewiastej. Wpływa również istotnie na skład florystyczny i strukturę runi łąkowej, przyczyniając się do zachowania otwartego krajobrazu pasterskiego (Sobala 2014) i bogactwa siedlisk, w tym występujących na nich gatunków roślin i zwierząt (Molik 2006; Ausden 2007; Chabuz i in. 2012). Wypasane zwierzęta przerywając raciami warstwę

martwych, nierozłożonych roślin, umożliwiają dostęp światła do niższych partii runi i lepszy rozwój gatunków światłolubnych (Bernacka i in. 2011). Umiarkowane wydeptywanie prowadzi do lokalnego przerywania runi i powstania luk, w których mogą kiełkować nasiona, niekiedy dodatkowo wdeptywane w wierzchnią warstwę gleby, co zwiększa prawdopodobieństwo ich wykiełkowania (Ausden 2007). Ponadto zwierzęta przenoszą diaspory roślin, ułatwiając im rozmnażanie się i rozprzestrzenianie (Faliński, Pawlaczyk 1993). Selektywnie zgryzają gatunki roślin, część z nich pozostawiając w postaci kęp. Odchody zwierząt dostarczają punktowo składników pokarmowych siedlisku (Guziak, Lubaczewska 2001; Peco i in. 2006), co prowadzi do wytworzenia licznych mikrosiedlisk.

Wypas chroniący walory przyrodnicze łąk powinien być ekstensywny, właściwie dobrany do warunków siedliska: rodzaju podłoża i zasilania w wodę, a także do charakteru i wymagań roślinności. Powinien również uwzględniać lokalną tradycję pasterską oraz dostępną wiedzę, doświadczenie i wyniki monitoringu gatunków i siedlisk (Kodeks 2004; Wróbel 2006; Zarzycki, Kaźmierczakowa 2006; Kozak 2007; Monitoring 2009–2011; Jarzombkowski i in. 2013; Jarzombkowski i in. 2014; Jarzombkowski i in. 2015).



Ekstensywny wypas sprzyja bioróżnorodności łąk (fot. A. Gutkowska)

Z uwagi na warunki siedliskowe, do wypasu nadają się przede wszystkim zbiorowiska na dość zasobnych glebach mineralnych, o niskim poziomie wód gruntowych, tradycyjnie użytkowane jako pastwiska (Wasilewski 2003), a więc przede wszystkim łąki świeże. Wypas jest w Wielkiej Brytanii cenioną formą ochrony łąk na gruncie mineralnym, łąk wilgotnych, zmiennowilgotnych i bagiennych (Benstead i in. 1997). Jednak siedliska wykształcone na wilgotnych glebach organicznych nie powinny być systematycznie wypasane (Bartoszuk i in. 2001; Wasilewski 2003), prowadzi to bowiem do szybszego zniszczenia runi i wierzchniej warstwy gleby niż w przypadku siedlisk bagiennych na podłożu mineralnym. Między innymi dlatego w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym (tab. 2) (Rozporządzenie 2015) użytkowanie pastwiskowe jest możliwe dla łąk świeżych i selernicowych (w okresie przesuszenia między zalewami), a na łąkach wilgotnych i trzęślicowych wypas jest dopuszczony tylko po pokosie.

Z punktu widzenia ochrony różnorodności florystycznej łąki, wprowadzanie ekstensywnego wypasu po pokosie jest korzystne na niektórych typach siedlisk (Benstead i in. 1997; Jones, Hayes 1999; Smith i in. 2000; Van Braeckel, Bokdam 2002; Ausden 2007; Metera i in. 2010; Żyszkowska i in. 2011). Na potrzebę integracji użytkowania kośnego z pastwiskowym zwracali też uwagę Bartoszuk i in. (2001). Korzystna może być okresowa zmiana sposobu



Koszenie i wypas uzupełniają się wzajemnie. Na niektórych siedliskach użytkowanych kośnie korzystne jest wypasanie zwierząt po pokosie lub wprowadzenie wypasu raz na kilka lat. Natomiast na ekstensywnych pastwiskach wskazane jest okresowe wykaszanie niedojadów. (fot. A. Kazuń, Ł. Krajewski)

użytkowania, w szczególności wprowadzanie co kilka lat wypasu na niektóre typy łąk kośnych. Znajduje to odzwierciedlenie w wymogach DRŚK, które umożliwiają użytkowanie naprzemienne – w niektórych latach kośne, a w innych kośno-pastwiskowe lub pastwiskowe (tab. 2) (Rozporządzenie 2015).

Wprowadzenie wypasu na łąki kośne wpływa na zwiększenie zadarnienia. Poza tym wypasane zwierzęta, poprzez zgryzanie i wydeptywanie, są w stanie ograniczyć ekspansję niepożądanych gatunków, które nie ustępowały pod wpływem samego tylko koszenia (Barszczewski i in. 2015). Wypas zalecany jest np. w celu ograniczenia nazbyt bujnie występującej trzęślicy modrej (Todd i in. 2000; Taylor i in. 2001; Kulik 2014), jednak może on oddziaływać niekorzystnie również na inne gatunki charakterystyczne dla łąk trzęślicowych (Kulik 2014). Wypasanie zwierząt nie jest wskazane na łąkach wilgotnych wykształconych na torfie, ze względu na intensyfikację rozkładu jego powierzchniowej warstwy wskutek wydeptywania, co prowadzi do eutrofizacji siedliska i ekspansji niepożądanych gatunków. Wymogi użytkowania łąk trzęślicowych i wilgotnych w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym dopuszczają na tych siedliskach wypas po pokosie przy bardzo niskiej obsadzie zwierząt, nie większej niż 0,5 DJP/ha. Na łąkach świeżych i selernicowych wypas po pokosie jest możliwy przy obsadzie do 1 DJP/ha (tab. 2) (Rozporządzenie 2015). Przy użytkowaniu pastwiskowym za właściwą obsadę uznaje się, według DRŚK: od 0,5 do 1 DJP/ha dla łąk świeżych i selernicowych.

Bezpośredni wpływ na intensywność zgryzania roślin ma masa ciała zwierząt wypasanych w danym czasie na określonej powierzchni – tzw. obciążenie pastwiska. Według programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 nie może ona przekraczać 5 t/ha (10 DJP/ha) (Rozporządzenie 2013). Zbyt intensywny wypas (za duża obsada lub obciążenie), w wyniku którego spasana jest prawie cała darni, prowadzi do eliminacji rzadkich gatunków roślin (Kamocki 2014), powoduje intensywne deptanie runi (Benstead i in. 1997; Jermaczek-Sitak 2011) i zubożenie struktury siedlisk (Wesołowska 2009), a także silne ograniczenie kwitnienia roślin i zubożenie fauny. Może także doprowadzić do odstonięcia gleby, co skutkuje jej przesuszeniem (Wasilewski 2003; Ausden 2007). Z kolei nadmierna ekstensyfikacja wypasu przyczynia się do zaburzeń w składzie gatunkowym, wkraczania roślinności ekspansyjnej,

niewykorzystania potencjału pastwiska. Zbyt mała obsada i obciążenie pastwiska prowadzą do wybiórczego zgryzania roślin i zwiększenia udziału ziołorośli, a w konsekwencji do pogorszenia zarówno wartości paszowej runi, jak i wartości przyrodniczej siedlisk (Wasilewski 2003; Ausden 2007). Całkowite zarzucenie wypasu i brak użytkowania przyczyniają się do zmian warunków siedliskowych, które inicjują przemiany roślinności początkowo w kierunku ziołorośli i zarośli (Śliwa 2004), a później lasu (Kaźmierczakowa 1990; Mikołajczak 1995; Grygierzec, Radkowski 2004). Z czasem wycofują się cenne i charakterystyczne dla siedlisk łąkowych rośliny i zwierzęta, a rozpoczyna się ekspansja gatunków konkurencyjnych – ruderalnych, ziołoroślowych i leśnych (Medwecka-Kornaś, Loster 1995; Benstead i in. 1997; Zarzycki, Kaźmierczakowa 2006; Wolski 2007; Wesołowska 2009; Šarapatka, Urban 2012). Wiele cennych przyrodniczo siedlisk łąkowo-pastwiskowych i związanych z nimi gatunków roślin (w tym żywicielskich, np. dla rzadkich gatunków motyli łąkowych) oraz zwierząt zanika lub jest zagrożonych skutkami zarzucenia wypasu, co znajduje potwierdzenie w wynikach monitoringu gatunków i siedlisk przyrodniczych (Monitoring 2009–2011), monitoringu efektów przyrodniczych PRŚ (Jarzombkowski i in. 2013; Jarzombkowski i in. 2014; Jarzombkowski i in. 2015) oraz Planach Zadań Ochronnych dla obszarów Natura 2000 (Zarządzenie 2014a,b). To zagrożenie dotyczy w największej mierze łąk selernicowych (Zarządzenie 2014b) oraz łąk świeżych konietlicowych, rajgrasowych i wiechlinowo-kostrzewowych (Zarządzenie 2014a,b,c; Zarządzenie 2015a,b).

Każdy gatunek wypasanych zwierząt zachowuje się i wpływa na roślinność w charakterystyczny sposób (Bullock 1996; Bartoszek i in. 2001; Wasilewski 2003; Ausden 2007). Najczęściej wypasane są krowy, konie i owce, rzadziej kozy, gęsi i inne zwierzęta. Jednak najbardziej uniwersalne i powszechne jest bydło, znane z dużej tolerancji względem spożywanej zielonki, zgryzania niektórych roślin nisko, a innych tylko w częściach szczytowych, oraz tolerancji wilgotnych siedlisk i grząskiego podłoża (Bartoszek i in. 2001). Konie są bardziej wymagające niż bydło (Piek 1998), ale w miarę upływu sezonu wegetacyjnego zaczynają sięgać po gatunki niejedzone wcześniej. Udeptują run i glebę silniej niż krowy (Wasilewski 2003), co może zostać wykorzystane w siedliskach, gdzie trzeba pozbyć się grubołodygowej roślinności. Owce są zwierzętami, które selektywnie pobierają rośliny oraz nisko je przygryzają (Kuźnicka 2004).



Zrównoważony, tradycyjny wypas owiec jest stosowany i zalecany w celu ochrony bogatych gatunkowo zbiorowisk łąkowych oraz krajobrazu pasterskiego w górach i na wyżynach. (fot. Ł. Krajewski)

W górach powszechnie wypasane, z sukcesem przyczyniają się do ochrony siedlisk oraz gatunków rzadkich i chronionych (Zarzycki 2003; Molik 2006; Wróbel 2006; Barańska i in. 2009; Loch 2012), również dzięki przenoszeniu na sierści nasion, a nawet drobnych zwierząt (Barańska i in. 2009).

Dla celów ochrony siedlisk łąkowo-pastwiskowych, szczególnie położonych w miejscach trudniej dostępnych dla większych przeżuwaczy, poza owcami wykorzystuje się kozy (Sosin-Bzducha i in. 2012). Są uznawane za mało wybredne, ale preferują rośliny z rodziny bobowatych oraz korę, liście i pędy drzew i krzewów, dlatego pomagają likwidować niepożądany nalot drzew wkraczających na siedlisko. Można stosować też wypas mieszany kilku gatunków zwierząt jednocześnie. Warto wybierać sprawdzone rasy, tradycyjnie związane z danym regionem, które zwykle mają małe wymagania żywieniowe i są dobrze przystosowane do niekorzystnych warunków lokalnych (Benstead i in. 1997; Wasilewski 2003). Dodatkowo chroni się w ten sposób zasoby genetyczne dawnych ras zwierząt. W wielu regionach kraju prowadzi się wypas najstarszych w Polsce ras koni: konika polskiego (jedynej w pełni rodzimej rasy, pochodzącej od dzikich tarpanów) i konia huculskiego (prymitywnej rasy, pochodzącej z Karpat Wschodnich). Obie są doskonale przystosowane



Hodowla i wypas koników polskich są korzystne zarówno dla ochrony przyrody, jak i zachowania rodzimych ras zwierząt gospodarskich (fot. Ł. Krajewski)

do trudnych warunków, wytrzymałe, niewybredne co do paszy i odporne na choroby oraz pasożyty (Jaworski, Tomczyk-Wrona 2009; Tomczyk-Wrona 2010). Dopuszczone są do całorocznego, ale ekstensywnego wypasu w niektórych wariantach DRŚK: dla łąk świeżych i selernicowych oraz w wariantach chroniących siedliska lęgowe ptaków z wyłączeniem wodniczki i derkacza (tab. 2 i 6) (Rozporządzenie 2015).

Całoroczny, ciągły, tzw. wolny wypas (na całej powierzchni pastwiska, bez konieczności przestawiania ogrodzeń, palików) ma wiele zalet. Przyczynia się m.in. do tworzenia runi o zróżnicowanej strukturze. Aby jednak mógł pełnić rolę ochronną dla bioróżnorodności, należy stosować małą obsadę (Bartoszuk i in. 2001; Ausden 2007) – wg DRŚK do 1 DJP/ha. Obok wypasu ciągłego, powszechniejszy i efektywniejszy jest wypas rotacyjny, polegający na spasanu runi w określonych częściach pastwiska i zmianie ich w sezonie pastwiskowym (Wasilewski 2003). Wyróżnia się m.in. wypas rotacyjny kwaterowy (wymagane ogrodzenie) lub palikowanie zwierząt. Dobór właściwego sposobu powinien wynikać z celu i istniejących warunków, np. wypas kwaterowy może pomagać w walce z gatunkami ekspansywnymi dla łąk, m.in. trzciną pospolitą (Laskowska, Pruszyński 2008). Wtedy wypas powinno się zaczynać od kwater z dużym jej udziałem (póki jest młoda, niezdrewniała i chętniej jedzona przez zwierzęta) i na tych fragmentach powinien być intensywniejszy.



Wypasające się dzikie przeżuwacze również sprzyjają różnorodności biologicznej łąk (fot. K. Brzezińska)

Inną cechą zrównoważonego wypasu jest dobór właściwej długości i odpowiedniego terminu wypasu. Zależą one m.in. od okresu wegetacyjnego roślin, w Polsce trwającego zwykle od około 25 marca do 10 października (ok. 200 dni). Krótszy jest w północno-wschodnich regionach (ok. 190 dni) i w górach (ok. 140 dni do 1600 m n.p.m.), a dłuższy na Nizinie Śląskiej (220 dni). Sezon pastwiskowy natomiast obejmuje zazwyczaj okres od 1 maja do 15 października (Bartoszuk i in. 2001), przeciętnie 6–7 miesięcy, ale w zależności od pogody i regionu termin ten może ulegać zmianie – w górach zwykle rozpoczyna się od 20 maja i trwa co najmniej 90 dni (Wasilewski 2003). Poza tym, w górach spotkać można wczesnowiosenny, przeciwozyjny wypas małych przeżuwaczy, które oddziałują na łąkę jak walec. Stabilizują glebę i przygniatają stare pędy roślin, co wpływa na zwiększenie biomasy, urozmaicenie i wzbogacenie składu gatunkowego oraz odtwarzanie zbiorowisk roślinnych (Mroczkowski 2006). Nie należy wypasać zwierząt po 15 października, gdyż składniki nawozowe z odchodów mogą wówczas zanieczyszczać wody gruntowe (Kodeks 2004). Według DRŚK w wariantach poświęconych ochronie cennych siedlisk łąkowych, wypas może się rozpocząć od 1 maja dla łąk świeżych i selernicowych, natomiast na łąkach wilgotnych i trzęślicowych może zacząć się dopiero po pokosie, odpowiednio po 15 lipca i po 1 września. Zakończyć go należy do 15 października (tab. 2) (Rozporządzenie 2015).

Na pastwisku zwierzęta powinny mieć zapewniony dostęp do dobrej jakości wody pitnej. Krowa potrzebuje 60–80 litrów wody dziennie, koń 50–70 litrów (Wasilewski 2003). Ze względu na ochronę wód nie można wykorzystywać do tego naturalnych cieków i zbiorników wodnych, dlatego najlepiej stosować poidła zainstalowane przy beczkownikach (Kodeks 2004). Lokalizacja wodopojów powinna omijać cenne fragmenty siedliska z powodu ryzyka zniszczeń mechanicznych runi i koncentracji odchodów eutrofizujących siedlisko. Poidła najlepiej ustawić blisko zadrzewień, przy których zwierzęta będą mogły odpoczywać w cieniu, szczególnie w duże upały.

Pasące się zwierzęta pobierają pokarm selektywnie, tworząc kępową strukturę runi. W celu jej wyrównania, a przede wszystkim uniknięcia ekspansji gatunków niezjadanych przez zwierzęta, powinno się wykaszac tzw. niedojady (wg DRŚK raz w roku w terminie od 15 lipca do 31 października) i usuwać tę biomasę z pastwiska. Ze względu na ochronę różnorodności bezkręgowców, wskazane byłoby jednak zachowanie przez zimę części płatów z niedojadami i wykoszenie ich dopiero wiosną następnego roku.

3.1.2.5. Umiarkowane nawożenie

Nawożenie jest jednym z ważniejszych zabiegów pratotechnicznych stosowanych na łąkach. Powinno polegać na dostarczeniu składników pokarmowych (głównie azotu, fosforu i potasu) w odpowiednich proporcjach, dostosowanych do typu i zasobności siedliska oraz potrzeb użytkownika, celów gospodarczych itd.

Utrzymanie łąk świeżych w dobrym stanie (zarówno pod względem przyrodniczym, jak i produkcyjnym) polega na kośnym użytkowaniu i umiarkowanym nawożeniu (Kucharski, Perzanowska 2004). Zagrożeniem dla walorów przyrodniczych tych łąk są zarówno zbyt duże dawki nawozów, jak i całkowite zaniechanie nawożenia (szczególnie dla łąk rajgrasowych), dlatego dawki nawozów powinny być dostosowane do żyzności danego siedliska. Zwiększona intensywność nawożenia powoduje zubożenie florystyczne, objawiające się dominacją zwykle jednego gatunku trawy (np. kupkówki pospolitej), kilku gatunków roślin dwuliściennych (np. barszczu zwyczajnego czy szczawiu zwyczajnego) oraz wycofywaniem się roślin bobowatych (Kucharski, Perzanowska 2004).



Bobowate stanowią wartościowe rośliny paszowe i poprawiają właściwości gleby, dzięki wiązaniu azotu atmosferycznego w formy przyswajalne. Na zdjęciu po lewej groszek błotny – nieczęsty gatunek występujący w szuwarach, na łąkach wilgotnych i selernicowych, po prawej komonica zwyczajna – stosunkowo pospolity gatunek łąk świeżych. (fot. K. Brzezińska)

Nawożenie nie jest wskazane w przypadku łąk trzęślicowych, których skład gatunkowy kształtuje się bez tego zabiegu (Matuszkiewicz 2008). Cechują się one niską zawartością składników pokarmowych w podłożu (Kącki, Załuski 2004). Zabieg ten nie jest również polecany dla zalewowych łąk selernicowych, z uwagi na to, że są one systematycznie wzbogacane związkami biogennymi nanoszonymi przez namuły rzeczne (Załuski, Kącki 2004; Matuszkiewicz 2008). Intensywne koszenie i stosowanie nawożenia na obu wspomnianych wyżej typach łąk zwiększa ich wartość gospodarczą, w tym udział traw pastewnych, ale w wyniku tego ich zbiorowiska ubożeją florystycznie, a wręcz zanikają (Kącki, Załuski 2004; Załuski, Kącki 2004). Badania prowadzone w Czechach potwierdzają, że nawożenie łąk trzęślicowych prowadzi zarówno do spadku bogactwa gatunkowego, jak i liczby siewek (Lepš 1999). Intensyfikacja nawożenia na łąkach selernicowych stymuluje ich przemianę w zbiorowiska z dominacją wyczyńca łąkowego lub mozgi trzcinowatej (Załuski, Kącki 2004).

Łąki wilgotne są tradycyjnie nawożonymi zbiorowiskami. Jednak podnoszenie ich wydajności, m.in. przez stosowanie dużych dawek nawozów mineralnych, powoduje znaczne zmiany w ich strukturze (Matuszkiewicz 2008). W celu ochrony tych siedlisk, należy prowadzić umiarkowaną gospodarkę z ograniczeniem lub całkowitym zaniechaniem nawożenia (Trąba, Wolański 2012). Bezcelowe jest nawożenie azotem łąk położonych na odwodnionych glebach torfowo-murszowych,

ponieważ zawierają one nadmiar tego pierwiastka pochodzącego z mineralizacji torfu. Dodatkowe dostarczanie azotu nie wpływa na zwiększenie produktywności łąki, natomiast przyczynia się do dalszej degradacji jej walorów przyrodniczych, m.in. poprzez wkraczanie niepożądanych gatunków azotolubnych (Kamiński, Szymanowski 2007).

Badania prowadzone w Wielkopolsce pokazują, że wzrost intensywności użytkowania i nawożenia na omawianych łąkach prowadzi do zanikania charakterystycznych kombinacji gatunków, uproszczenia florystycznego, zwiększenia stopnia ich synantropizacji i zmniejszenia ich walorów przyrodniczych (Kryszak, Kryszak 2007). Wzrost dostępności składników pokarmowych skutkuje zwiększeniem wysokości runi i nasila konkurencję o światło, którą przegrywają gatunki typowe dla cennych siedlisk (Lepš 1999), zwłaszcza te o niskim pokroju i powolnym wzroście. Nadmierne nawożenie, przede wszystkim azotem mineralnym, prowadzi także do zakwaszenia gleby, które silnie negatywnie oddziałuje zarówno na ruń roślinną, jak i strukturę gleby (Hołubowicz-Kliza 2006).

Rekomendacje dotyczące nawożenia użytków zielonych (Dicks i in. 2013) sprowadzają się z reguły do:

- ogólnego zmniejszenia zużycia nawozów mineralnych;
- częstszego stosowania nawozów naturalnych (np. obornik, gnojówka) i organicznych (np. komposty, nawozy zielone) niż mineralnych.

W badaniach prowadzonych w Szwajcarii i Wielkiej Brytanii stwierdzono, że łąki i pastwiska nawożone obornikiem i gnojówką utrzymują większą różnorodność florystyczną i większe zwarcie runi niż te nawożone mineralnie (Koch, Meister 2000; Dicks i in. 2013 za Jones, Haggard 1993). Polskie opracowania również wskazują na pozytywne efekty stosowania nawozów naturalnych (obornik, gnojowica), które przez poprawę struktury i zwiększanie zawartości substancji organicznej w glebie, pobudzają rozwój i krzewienie się roślin, a także chronią ruń. Z drugiej strony, nawozy takie jak gnojowica i gnojówka, stosowane w zbyt dużych dawkach i bez uzupełniania fosforem, prowadzą do pogorszenia jakości siedliska. Trawy i rośliny bobowate są wypierane przez liczne azoto- i potasolubne gatunki. Następuje również rozrzedzenie darni (Jankowska-Huflejt 2008).

Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej (Kodeks 2004) zaleca stosować nawozy w taki sposób, a także w takich terminach i dawkach, aby zminimalizować ryzyko wystąpienia zagrożeń dla środowiska. Dotyczy to w szczególności zdrowia ludzi i zwierząt, ale także możliwości przemieszczania się zawartych w nawozach składników do wód powierzchniowych i podziemnych. Najlepszym terminem nawożenia łąk obornikiem jest przełom października i listopada. Gnojówkę należy stosować wiosną (od kwietnia) i latem (do końca sierpnia), w okresie do dwóch tygodni po pierwszym lub drugim pokosie. Wszystkie typy nawozów należy rozprościć równomiernie na powierzchni łąki (Jankowska-Huflejt 2008). Ustawa o nawozach i nawożeniu precyzuje, że dawka stosowanych nawozów powinna wynikać z zawartości w nich azotu. Roczna dawka nie może przekraczać 170 kg azotu całkowitego na 1 ha użytków rolnych (Ustawa 2007). Nawożenie w podobnych dawkach rekomendowane jest dla łąk wysokoprodukcyjnych. Jednak tak duże nawożenie jest niedopuszczalne, gdy dąży się do utrzymania różnorodności i właściwego składu gatunkowego cennych siedlisk łąkowych. W aktualnych wariantach działania rolno-środowiskowo-klimatycznego, a także w programie rolnośrodowiskowym na lata 2007–2013, dla zachowania wartości przyrodniczych łąk trzęślicowych i selernicowych zakazuje się nawożenia, natomiast na łąkach świeżych oraz wilgotnych dopuszcza się ograniczone nawożenie do 60 kg N/ha/rok, z wyłączeniem obszarów nawożonych przez namyty rzeczne (tab. 2) (Rozporządzenie 2013, Rozporządzenie 2015). Zgodnie z wynikami monitoringu efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego, nawożenie jest stosowane na 20–30% łąk świeżych, na których realizowany jest program (w większości organiczne) i na około 25% łąk wilgotnych (mineralne, naturalne, organiczne lub mieszane) (Jarzombkowski i in. 2015; Szczepaniuk, Kamiński 2015).

3.1.2.6. Ograniczone wapnowanie

Wapnowanie stosuje się zazwyczaj jako uzupełnienie nawożenia NPK (Twardy, Barszczewski 2015) oraz narzędzie regulacji odczynu gleby, przeciwdziałające jej zakwaszeniu, które eliminuje toksyczność glinu, optymalizuje przyswajalność fosforu i jonów zasadowych (Grzebisz i in. 2006). Odkwaszenie gleb zwiększa dostępność azotu, poprawia strukturę gleby, sprzyja również pośrednio rozwojowi roślin bobowatych (motylkowatych) i mikrofauny glebowej (Hołubowicz-Kliza 2006; Jankowska-Huflejt i in. 2009; Twardy i in. 2015). Jednak nieprawidłowo wykonane wapnowanie może prowadzić do ponownego zakwaszenia gleby (Benedycka i in. 2010

za Sapek 1993), unieruchomienia manganu, boru, miedzi i cynku (Benedycka i in. 2010). Może również wywołać nadmierne uwolnienie fosforu, zakłócające rozwój roślin łąkowych (Guziak, Lubaczewska 2001).

Wapnowanie użytków zielonych nie powinno być wykonywane w okresie wegetacyjnym roślin. Najkorzystniejszy termin jego zastosowania to wczesna wiosna lub późna jesień (Domagała-Świątkiewicz 2005; Hołubowicz-Kliza 2006). Nie należy go przeprowadzać w roku użycia nawozów naturalnych czy organicznych, gdyż następuje wówczas zbyt szybki ich rozkład. Do wapnowania użytków zielonych zaleca się wapno węglanowe, ponieważ tlenkowe może powodować uszkodzenia roślin (Jadczyzyn i in. 2010). Bez względu na rodzaj nawozu wapniowego, nie powinno się go stosować na mokrą glebę, gdyż może to doprowadzić do zniszczenia jej struktury (Domagała-Świątkiewicz 2005).

Z produkcyjnego punktu widzenia przyjmuje się, że pH gleby mineralnej na użytkach zielonych powinno wynosić od 5,5 do 6,5 (Hołubowicz-Kliza 2006; Wróbel i in. 2015). Gleby mineralne o $\text{pH} > 5,5$ oraz organiczno-mineralne o $\text{pH} > 5,0$ nie wymagają wapnowania. Nie powinno się wapnować gleb na terenach pobagiennych oraz na torfowiskach niskich, które są zasobne w wapń (Jadczyzyn i in. 2010). Siedlisko glebowe wymaga systematycznej obserwacji i kontroli odczynu gleby. Ważnym wskaźnikiem jego stanu pozostaje szata roślinna, czyli zmiany ilościowe i jakościowe, jakie dokonują się w runi (Goliński 2006).

Zagadnienie wapnowania na cennych siedliskach łąkowych i jego wpływu na bogactwo florystyczne nie zostało jak dotąd dobrze zbadane. Dlatego, aby nie dopuścić do zaburzeń składu gatunkowego, należy ostrożnie podchodzić do stosowania tego zabiegu. Optymalne jest sporadyczne wapnowanie łąk (co 5–10 lat), na których zbiorowiska roślinne wykształciły się pod wpływem stosowania tego zabiegu wcześniej (Guziak, Lubaczewska 2001; Hołubowicz-Kliza 2006). Na łąkach o podłożu mineralnym, przede wszystkim świeżych, wydaje się to zasadne w szczególnych sytuacjach. Niedopuszczalne jest stosowanie wapnowania na podłożu torfowym (znaczna część łąk wilgotnych oraz zmiennowilgotnych), ponieważ nagła zmiana odczynu gleb w kierunku zasadowym może spowodować przyspieszoną mineralizację materii organicznej oraz zniszczenie struktury gleby

(Domagała-Świątkiewicz 2005) i roślinności. Łąki selernicowe położone na terenach zalewowych, na które wraz z namułami rzecznyymi wprowadzane są znaczne ilości wapnia (Hołubowicz-Kliza 2006), nie wymagają nawożenia tym pierwiastkiem. Wymogi DRŚK w wariantach poświęconych ochronie cennych siedlisk łąkowych przewidują możliwość stosowania wapnowania jedynie na łąkach świeżych, jednak tylko po wykonaniu analiz glebowych (tab. 2) (Rozporządzenie 2015).

3.1.2.7. Inne zabiegi pratotechniczne

Siedliska poddawane intensywnym zabiegom renowacyjnym i pielęgnacyjnym nie zachowują swoich walorów przyrodniczych, toteż praktyki te należą do rzadko notowanych na cennych przyrodniczo łąkach. Stosunkowo częściej obserwowane są jedynie na łąkach świeżych, które ze względu na sprzyjające użytkowaniu warunki glebowe w największym stopniu podlegają typowym zabiegom pratotechnicznym (Jarzombkowski i in. 2015, Szczepaniuk, Kamiński 2015).

Zachowaniu różnorodności florystycznej i dobrego stanu siedlisk przyrodniczych na użytkach zielonych sprzyjają poniższe zabiegi:

Wyrównywanie powierzchni

Nierówności powstałe na skutek żerowania dzików i kretów, rzadziej nornic, oraz w miejscach zanieczyszczonych odchodami, stają się punktami wnikania niepożądanych gatunków



Intensywne zabiegi pratotechniczne zmierzające do zwiększenia wydajności łąki, prowadzą do zniszczenia jej walorów przyrodniczych. (fot. P. Pech)

i utrudniają użytkowanie łąk (Wróbel i in. 2015). Ich pielęgnacja polega na wyrównaniu terenu oraz rozrzuconiu kopców i ubiegłorocznych łajniaków (Barszczewski i in. 2014; Twardy i in. 2015). Prace wykonuje się wczesną wiosną i zazwyczaj nie prowadzi się ich na łąkach wysokogórskich (Twardy i in. 2014). Działaniem niewpływającym negatywnie na zbiorowiska łąkowe jest ręczne wyrównywanie powierzchni, mające zastosowanie głównie na terenach o większym nachyleniu stoków (Twardy i in. 2015). Pożądane efekty daje również wczesnowiosenne włókowanie. Zabieg ten wykonywany jest najczęściej przy użyciu belek ciągniętych po powierzchni gruntu, czasem odwróconej brony lub opon (Dembek 2008). Powinien być przeprowadzony w momencie, gdy kretowiska zaczynają obsychać i nie później niż po osiągnięciu przez ruń wysokości 10 cm (Twardy i in. 2014). Ze względu na różnicę w długości trwania sezonu wegetacyjnego na obszarach nizinnych oraz wyżynnych i górskich, wymogi pakietów 4. i 5. działania rolno-środowiskowo-klimatycznego pozwalają na wydłużenie o dwa tygodnie terminu wiosennego włókowania dla terenów położonych na wysokości powyżej 300 m n.p.m. (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2015).

Niestosowanie wałowania

Zabieg wałowania wykonywany jest głównie na łąkach wykształconych na glebach bagiennych lub pobagiennych. Ma on na celu poprawę odporności gleby na przejazdy ciężkich maszyn przez dociskanie darni wałem do podłoża (Barszczewski i in. 2014). W praktyce łąkarskiej uznawany jest za konieczny, gdyż rozwarstwienie gleby pod wpływem zjawisk mrozowych skutkuje jej rozluźnieniem (Dembek 2008), lecz jest zakazany w pakietach przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 i działania rolno-środowiskowo-klimatycznego (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015). Wałowanie zmienia właściwości gleby, powodując jej zagęszczenie (Dembek 2008). Odbija się to negatywnie na bogactwie florystycznym siedlisk i przyczynia do ich przyrodniczej degradacji.

Niestosowanie pełnej uprawy

Metodę pełnej uprawy stosuje się głównie na intensywnie użytkowanych łąkach nizinnych (Twardy i in. 2014). Polega ona na orce i ponownym obsiewie mieszanką traw. W ramach zabiegów uzupełniających stosowane jest talerzowanie, bronowanie i wałowanie, często

połączone z nawożeniem (Barszczewski i in. 2015). Zabiegi te prowadzą do całkowitego zniszczenia siedliska przyrodniczego, co w przypadku praktyk sprzyjających różnorodności biologicznej jest niedopuszczalne.

Niestosowanie podsiewu

Pod pojęciem podsiewu kryje się szereg zabiegów mających na celu ograniczenie konkurencyjności starej darni (bronowanie, gryzowanie, stosowanie herbicydów selektywnych lub totalnych) oraz wprowadzenie nasion do gleby (Barszczewski i in. 2015). Każda z tych praktyk z osobna, a w efekcie cała metoda renowacji przez podsiew, znacznie ingeruje w skład gatunkowy biorowisk łąkowych, przez co zagraża występowaniu gatunków charakterystycznych dla cennych przyrodniczo łąk, w tym gatunków rzadkich i chronionych. W konsekwencji wszystkie te zabiegi są zabronione w dedykowanych siedliskom przyrodniczym wariantach programu rolnośrodowiskowego (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015).

Niestosowanie bronowania i skaryfikacji

Bronowanie łąk stosowane jest najczęściej w celu usunięcia zalegającej warstwy martwej materii lub na powierzchniach pokrytych namułami, aby skruszyć skorupę osadu i umożliwić wzrost roślinom (Wróbel i in. 2015; Dembek 2008). Naruszanie darni i wierzchniej warstwy gleby stanowi jednak zagrożenie dla występujących na łące cennych gatunków roślin. Użycie nawet lekkiej brony powoduje rozluźnienie darni, które może przyczynić się do wnikania gatunków niepożądanych (Dembek 2008). Podobny efekt może mieć zabieg skaryfikacji (bruzdowania) polegający na odcinaniu dwu-, trzycentymetrowych pasków darni. Stosowany jest na silnie zachwaszczonych łąkach z grubą warstwą martwej materii organicznej. Praktyki te, mimo wykorzystania w odtwarzaniu bogactwa florystycznego na ubogich gatunkowo, sianych łąkach (Pywell i in. 2007), nie powinny mieć zastosowania na cennych przyrodniczo użytkach zielonych. Podkreślają to wymogi wszystkich wariantów pakietów przyrodniczych działania rolno-środowiskowo-klimatycznego, zaliczające bronowanie do zakazanych działań, mechanicznie niszczących strukturę gleby (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2015).

Niestosowanie chemicznych środków ochrony roślin

Chemiczne środki zwalczania niepożądanych gatunków nie powinny być stosowane w kontekście praktyk sprzyjających różnorodności florystycznej. Wyjątkiem jest zastosowanie ich w celu miejscowego zwalczania gatunków inwazyjnych, jednak nawet w takim przypadku środki te powinny być wykorzystywane tylko w ostateczności, ponieważ oddziałują negatywnie nie tylko na zwalczane gatunki, ale także na inne rośliny oraz zwierzęta (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2015). Praktyka łąkarska zaleca stosowanie herbicydów w sytuacji, gdy udział niepożądanych roślin dwuliściennych stanowi ok. 20% pokrycia (Barszczewski i in. 2014). Gatunki te należą jednak często do typowych składników cennych przyrodniczo zbiorowisk łąkowych, a ich wyeliminowanie prowadzi do degradacji wartościowych fitocenoz. Alternatywą dla chemicznego zwalczania niepożądanych roślin są metody mechaniczne, np. wycinanie bądź wrywanie z korzeniami, wykopywanie lub modyfikacja obecnego sposobu użytkowania (Ausden 2007).

Usuwanie zakrzaceń i podrostu drzew

Zabieg ten stosowany jest w celu przywrócenia użytkowania na porzuconych lub zaniedbanych łąkach i pastwiskach. Polega na wycince krzewów oraz nalotu i podrostu drzew. Zapobiega przekształceniu cennych siedlisk łąkowych w zbiorowiska zaroślowe i leśne. W celu ułatwienia późniejszego użytkowania kośnego, wycinanie powinno odbywać się na wysokości szyi korzeniowej (przy samym gruncie). Uzyskaną biomasę należy usunąć z łąki. Praktyka ta nie powinna obejmować wycinania starych drzew i krzewów rodzimych gatunków, które stanowią cenny element krajobrazu rolniczego. Podkreślają to również zapisy programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 oraz działania rolno-środowiskowo-klimatycznego zakazujące usuwania drzew i krzewów stanowiących ostoje bioróżnorodności (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015).

3.1.2.8. Utrzymywanie odpowiedniego uwilgotnienia podłoża

Jedną z najczęściej wymienianych grup oddziaływań, negatywnie wpływających na stan łąk podmokłych w Polsce, są przekształcenia stosunków wodnych. Dotyczy to w szczególności łąk wilgotnych i selernicowych (Monitoring 2009–2011; Monitoring 2013–2014; Jarzombkowski i in. 2013; Jarzombkowski i in. 2014; Jarzombkowski i in. 2015; Kotowska, Topolska 2015;

Kazuń 2015). Zaburzone stosunki wodne przyczyniają się do ekspansji niepożądanych gatunków, które nie ustępują nawet przy regularnym użytkowaniu kośnym (Kołos, Banaszuk 2013; Kazuń 2015).

Szczególnie szkodliwe jest osuszanie łąk położonych na podłożu torfowym. Prowadzi ono do zaawansowanej degradacji wierzchniej warstwy gleby, tzw. murszenia (Wołejko i in. 2004). Zmurszały torf traci właściwości retencyjne (utrzymywania wilgotności), co przyczynia się do rozluźnienia darni oraz wycofywania się gatunków charakterystycznych dla siedlisk wilgotnych (Grootjans i in. 2005; Makles i in 2014; Kazuń 2015). Dodatkowo rozkład materii organicznej prowadzi do przeżyźnienia siedliska, co skutkuje wkraczaniem silnych konkurencyjnie, niepożądanych gatunków azotolubnych, jak pokrzywa zwyczajna czy ostrożeń polny (Makles i in 2014; Monitoring 2013–2014). W efekcie cenne siedliska przyrodnicze ulegają zniszczeniu.

Nadmierne i długotrwałe podtopienie łąk również może oddziaływać niekorzystnie, powodując spadek bogactwa gatunkowego i zmniejszenie liczebności gatunków łąkowych (Franczak, Czarnecka 2012; Kołos, Banaszuk 2013).



Łąki wilgotne wykształcone na podłożu torfowym są szczególnie wrażliwe na zmiany stosunków wodnych, przede wszystkim odwodnienia. Na zdjęciu po lewej silnie uwilgotniony płat łąki z udziałem storczyka – kukułki szerokolistnej (fot. K. Brzezińska). Po prawej zdegradowane torfowisko, które w wyniku osuszenia i przeżyźnienia opłanowała pokrzywa zwyczajna (fot. A. Szczepaniuk).

Do najlepszych metod utrzymania właściwego stopnia uwilgotnienia gruntu siedlisk przyrodniczych należą:

Zaniechanie tworzenia nowych systemów melioracyjnych

Zwiększanie areалу użytkowego poprzez stosowanie nowych odwodnień nie jest uzasadnione ani gospodarczo, ani przyrodniczo (Mioduszewski i in. 2013). Przydatność rolnicza powstałych w ten sposób użytków jest niewielka i nie rekompensuje utraconych walorów przyrodniczych (zmniejszonej różnorodności florystycznej i zdolności retencjonowania wody w siedlisku). Budowa systemów pozwalających na spowolnienie odpływu wód niesie również poważne zagrożenia, co tworzenie melioracji wyłącznie odwadniających – brak konserwacji i nieprawidłowa obsługa urządzeń piętrzących może prowadzić do nadmiernego osuszania siedliska. Potrzebę ograniczenia budowy nowych urządzeń melioracji wodnych i odbudowy starych (w tym pogłębiania rowów) podkreślają wymogi użytkowania pakietów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015).

Zastosowanie istniejącej infrastruktury melioracyjnej do zatrzymywania wody w siedliskach

Ogromna większość rowów melioracyjnych w Polsce ma jednokierunkowy, odwadniający charakter (Pierzgalski 2015). Obecne na niektórych rowach budowle umożliwiające opóźnienie odpływu wód są w dużej części zaniedbane i nie pełnią swoich funkcji (Kowalewski, Mioduszewski 2015; Mioduszewski i in. 2013). Konieczne staje się ich odtwarzanie lub budowa nowych urządzeń, dostosowujących ilość odprowadzanej wody do potrzeb siedliska przyrodniczego. Jest to jedyny dopuszczony przez wymogi pakietów przyrodniczych działania rolno-środowiskowo-klimatycznego sposób wpływania na stosunki wodne siedliska (tab. 2, 3, 6) (Rozporządzenie 2015). W przypadku rowów wyposażonych w budowle piętrzące, kluczowym działaniem jest ich renowacja, bieżąca konserwacja oraz prawidłowa obsługa (Borys, Jędryka 2015). Przy tworzeniu nowych urządzeń o tej funkcji: progów, stopni, bystrotoków, przepustów z piętrzeniem, jazów, w tym zastawek (Jędryka 2006; Jędryka 2007; Wytyczne CKPŚ 2008), pod uwagę należy brać prostotę konstrukcji (Kowalewski, Mioduszewski 2015), wykorzystanie naturalnych materiałów (Jędryka 2007) oraz optymalną dla potrzeb siedliska wysokość



Zastawka na rowie umożliwia piętrzenie i regulację poziomu wody. Odpowiedni stan techniczny tego urządzenia wpływa na stosunki wodne siedliska. (fot. Z. Kowalewski)

piętrzenia. Wszelkie działania należy realizować zgodnie z aktualnymi wymogami prawnymi. Najistotniejsze przepisy odnoszące się do prac mających na celu zatrzymanie wody w siedliskach można znaleźć m.in. w podręczniku najlepszych praktyk ochrony mokradeł (Makles i in. 2014).

Wykorzystanie działalności bobrów do utrzymania wody w siedliskach

Bobry mają istotny wpływ na charakter cieków oraz ich dolin. Przede wszystkim poprzez tamowanie i spiętrzanie wód przyczyniają się do powstawania rozlewisk i naturalnej retencji olbrzymiej ilości wody. Zazwyczaj działania bobrów i dokonywane przez nie piętrzenia powinny być tolerowane, nawet gdy powodują pewne straty gospodarcze (Wołejko i in. 2004; Makles i in. 2014). Dla szczególnych przypadków, np. kiedy zalanie siedlisk łąkowych jest nadmierne i niekorzystne dla zachowania ich walorów przyrodniczych, wypracowano szereg rozwiązań, które minimalizują potencjalne szkody, bez uszczerbku dla samych bobrów (Makles i in. 2014 za Czech, Jermaczek 2005).

Ograniczenie negatywnego oddziaływania prac utrzymaniowych prowadzonych na rowach melioracyjnych

Utrzymywanie urządzeń melioracji wodnych (w tym bieżąca ich konserwacja) jest obowiązkiem właściciela (Ustawa 2001). Prace polegające najczęściej na wykaszaniu



Tamy bobrów zbudowane na rowach pomagają hamować odpływ wód z otaczających siedlisk. (fot. K. Brzezińska)

brzegów, usuwaniu zatorów oraz odmulaniu rowów istotnie ingerują jednak w środowisko (Przybyła i in. 2011). Wpływają bezpośrednio na florę cieków, zmniejszając jej różnorodność gatunkową (Bondar-Nowakowska, Hachoł 2010; Kiryluk 2013). Pośrednio oddziałują przy tym na stan okolicznych siedlisk uzależnionych od kształtowanego przez urządzenie poziomu wód. Minimalizacja negatywnego oddziaływania robót utrzymaniowych wy-

maga ekstensyfikacji tych prac. Służy jej przede wszystkim zmniejszenie częstotliwości zabiegów (np. koszenie w cyklu dwuletnim) i ograniczenie robót do części systemu melioracyjnego (np. odmulanie 10–20% długości cieków rocznie). Ważne jest również nieskładowanie wydobytego materiału na terenach cennych przyrodniczo. Znaczenie ma także opóźnienie koszenia, gdyż pas roślinności wzdłuż rowu jest niejednokrotnie jedynym miejscem, gdzie rośliny występujące na łące mogą przeprowadzić pełny cykl rozwojowy. Pozostawienie nieskoszonej roślinności sprzyja dodatkowo zatrzymywaniu przez nią wody podczas letnich susz. Odmulanie powinno być wykonywane przy najniższych stanach wody. Zaleca się również ograniczenie wykorzystania maszyn, np. poprzez ręczne wygrabianie roślinności wodnej i wydobywanie mułu (Trewick i in. 1997; Ausden 2007).

Zaniechanie przekształcania koryt i dolin rzecznych

Likwidowanie meandrów, ujednocianie dna oraz przekrojów poprzecznych rzek (zwykle poprzez nadawanie im prostokątnego kształtu), a także odmulanie czy wycinanie roślinności, przyczyniają się do przyspieszenia odpływu wód ze zlewni, co skutkuje przesuszaniem siedlisk



Pogłębianie rowów melioracyjnych jest zabiegiem istotnie ingerującym w środowisko. Dodatkowo składowanie wydobytego materiału wzdłuż rowu powoduje zniszczenie siedlisk przyrodniczych na tym odcinku oraz przyczynia się do wnikania na łąkę gatunków ekspansywnych. (fot. B. Matowicka)

i pogarszaniem stanu ich zachowania (Mioduszewski 2015). Negatywny wpływ na siedliska wykształcone w dolinach rzecznych ma ponadto ograniczanie wylewów rzek. W największym stopniu oddziałuje ono na łąki selernicowe, które przy braku regularnych zalewów przekształcają się w bardziej pospolite, uboższe gatunkowo zbiorowiska roślinne (Załuski, Kącki 2004). Zapobiec tym negatywnym procesom może wdrażanie nowoczesnych koncepcji regulacji i ochrony przeciwpowodziowej, np.: zachowanie naturalnej struktury koryta, odchodzenie od budowy obwałowań i zabudowy dolin, na rzecz retencjonowania wód wezbraniowych na zalewowych użytkach zielonych (Żelazo 2015).

3.1.2.9. Utrzymanie trwałych użytków zielonych

Zachowanie trwałych użytków zielonych w gospodarstwie to podstawowe działanie zapewniające istnienie cennych przyrodniczo siedlisk łąkowych, warunkujące jednocześnie możliwość korzystania z dopłat w ramach pakietów przyrodniczych PRŚ (Rozporządzenie 2013; Rozporządzenie 2015). Należy je realizować poprzez powstrzymanie się od przekształcania trwałych użytków zielonych w grunty orne, rezygnację z zalesiania, wydobywania kopalin oraz tworzenia na nich stawów.



Naturalny przebieg rzeki i niezaburzony układ doliny sprzyjają zachowaniu bioróżnorodności i okresowemu retencjonowaniu wód zalewowych. (fot. K. Brzezińska)



Jednym z głównych zagrożeń łąk świeżych w Polsce jest ich przekształcanie w grunty orne. (fot. A. Szczepaniuk)

3.1.2.10. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach służących ochronie cennych siedlisk łąkowych

Tabela 2. Wymogi pakietów przyrodniczych DRŚK – pakiet 4. Cenne siedliska i zagrożone gatunki ptaków na obszarach Natura 2000 i pakiet 5. Cenne siedliska poza obszarami Natura 2000, warianty służące ochronie cennych siedlisk łąkowych (Rozporządzenie 2015)

Wariant działania rolno-środowiskowo-klimatycznego		4.1/5.1	4.2/5.2	4.5/5.5	4.4/5.4	
Typ siedliska		Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe 6410 <i>Molinion</i>	Zalewowe łąki selenicowe 6440 <i>Cnidion</i>	Pótnaturalne łąki świeże 6510 <i>Arrhenatherion</i> ; 6520 <i>Polygono-Trisetion i Arrhenatherion</i> , <i>Cynosurion</i>	Pótnaturalne łąki wilgotne <i>Calthion</i>	
Rodzaj użytkowania		kośne lub kośno-pastwiskowe lub naprzemienne	kośne lub kośno-pastwiskowe lub pastwiskowe lub naprzemienne	kośne lub kośno-pastwiskowe lub naprzemienne		
Użytkowanie kośne	częstotliwość koszenia	jedno koszenie co roku, a w określonych przypadkach co dwa lata	jedno lub dwa koszenia w roku			
	termin koszenia	1.09 do 31.10, w uzasadnionych przypadkach 15.06 do 30.06	15.06 do 30.09			
	pozostawienie fragmentu niekoszonego	15–20% powierzchni działki		w przypadku dwóch koszeń w ciągu roku należy pozostawić te same fragmenty działki niekoszone, w dwóch kolejnych latach należy pozostawić inne fragmenty niekoszone; dla działek nieprzekraczających powierzchni 1 ha dopuszczalne jest koszenie co roku całej działki		
		w dwóch kolejnych koszeniach, wykonywanych w odstępie roku lub dwóch lat, należy pozostawić inne fragmenty niekoszone, dla działek nieprzekraczających powierzchni 0,5 ha dopuszczalne jest koszenie co roku całej działki				
usunięcie skoszonej biomasy	obowiązek zebrania i usunięcia skoszonej biomasy (w tym zakaz pozostawiania rozdrobnionej biomasy), w terminie do 2 tygodni po koszeniu biomasa powinna zostać usunięta z działki lub ułożona w przyzmy, w tym przyzmy balotowe, stogi lub brogi; w przypadku ułożenia biomasy w przyzmy, stogi lub brogi biomasa powinna zostać usunięta z działki nie później niż do dnia 1 marca kolejnego roku					
Użytkowanie pastwiskowe	termin wypasu	nie dotyczy		1.05 do 15.10		
	obsada (DJP/ha)			0.5–1 DJP/ha		
	wykoszenie niedojadów			raz w roku, w terminie 15.07 do 31.10, obowiązek zebrania i usunięcia skoszonej biomasy (jak przy użytkowaniu kośnym)		nie dotyczy
	koniki polskie i konie huculskie			dopuszczalne jest wypasanie przez cały rok koników polskich i koni huculskich przy obsadzie zwierząt do 1 DJP/ha		

Wariant działania rolno-środowiskowo- klimatycznego		4.1/5.1	4.2/5.2	4.5/5.5	4.4/5.4
Użytkowanie kośno-pastwiskowe	częstotliwość koszenia	jedno koszenie co roku, a w okre- ślonych przypadkach co dwa lata	jedno koszenie w roku		
	termin koszenia	obowiązują takie same wymogi dotyczące koszenia, jak przy użytkowaniu kośnym			
	pozostawienie fragmentu niekoszonego				
	usunięcie skoszonej biomasy				
	termin wypasu	po koszeniu, 1.09 do 15.10	po koszeniu, do 15.10	po koszeniu, 15.07 do 15.10	
	obsada (DJP/ha)	do 0.5 DJP/ha	do 1 DJP/ha	do 0.5 DJP/ ha	
Dodatkowe zabiegi	nawożenie	zakaz nawożenia	dopuszczalne jest ograniczone nawożenie, do 60 kg N/ha/rok, z wyłączeniem obszarów nawożonych przez namuły rzeczne		
	wapnowanie	zakaz wapnowania	wapno- wanie jest dopusz- czalne po wykonaniu niezbędnych analiz	zakaz wapno-wania	
Zakazy	1) zakaz wałowania, stosowania komunalnych osadów ściekowych oraz stosowania podsiewu; 2) zakaz włókania w okresie od dnia: a) 1 kwietnia do dnia 1 września na obszarach nizinnych (poniżej 300 m n.p.m.) b) 15 kwietnia do dnia 1 września na obszarach wyżynnych i górskich (powyżej 300 m n.p.m.); 3) zakaz stosowania środków ochrony roślin, z wyjątkiem selektywnego i miejscowego niszczenia uciążliwych gatunków inwazyjnych z zastosowaniem odpowiedniego sprzętu (np. mazaczy herbicydowych); 4) zakaz tworzenia nowych, rozbudowy i odtwarzania istniejących urządzeń melioracji wodnych, z wyjątkiem konstrukcji urządzeń mających na celu dostosowanie poziomu wód, wykorzystując istniejące urządzenia melioracji wodnych do wymogów siedliskowych gatunków lub siedlisk będących przedmiotem ochrony w danym pakiecie; 5) zakaz składowania biomasy wśród kęp drzew i zarośli, w rowach, jarach i innych obniżeniach terenu; 6) zakaz mechanicznego niszczenia struktury gleby, w tym bronowania i przeorywania.				

Zasady użytkowania dla danej powierzchni określa uprawniony ekspert przyrodniczy. Ma on prawo uszczegółwić wymogi rozporządzenia, jak również wprowadzić dodatkowe zalecenia co do sposobu użytkowania cennych przyrodniczo siedlisk. Nie mogą być one jednak sprzeczne z wymogami określonymi w rozporządzeniu. Ponadto rolnik przystępujący do działania rolno-środowiskowo-klimatycznego ma obowiązek zachować w gospodarstwie wszystkie trwałe użytki zielone oraz nieużytkowane rolniczo elementy krajobrazu stanowiące ostoje przyrody, takie jak np. pojedyncze stare drzewa, szpalery drzew i krzewów, oczka wodne.

3.1.3. Podsumowanie

Praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu cennych przyrodniczo siedlisk łąkowych oraz związanej z nimi flory

Przeznaczenie gruntów

- utrzymanie w gospodarstwie trwałych użytków zielonych, a w szczególności siedlisk cennych przyrodniczo, zaniechanie przekształcania ich w pola orne lub grunty budowlane, zalesiania, niszczenia siedlisk poprzez wydobywanie kopalin (piasek, torf) czy kopanie stawów rybnych;

Koszenie

- łąki trzęślicowe – jedno koszenie w roku lub koszenie co drugi rok;
- łąki świeże, wilgotne, selernicowe – jedno koszenie w roku, na żyznych siedliskach dopuszczalne dwa pokosy w roku;
- koszenie mozaikowe, tzn. poszczególne fragmenty łąki koszone w różnych terminach;
- pozostawianie fragmentów niekoszonych w danym roku;
- zróżnicowane terminy koszenia w poszczególnych latach w okresie czerwiec–sierpień;
- raz na kilka lat zalecane opóźnienie pokosu do sierpnia;
- przy użytkowaniu dwukośnym, drugi pokos nie wcześniej niż po upływie 7–8 tygodni od pierwszego koszenia;
- koszenie na wysokości:
 - a) łąki trzęślicowe – nie mniej niż 10 cm,
 - b) łąki świeże, wilgotne, selernicowe – nie mniej niż 5 cm,
- stosowanie kosiarek listwowych, bębnowych lub wykaszarek ręcznych, unikanie kosiarek bijakowych i dyskowych;

Zbiór siana

- zbieranie i wywóz ściętej biomasy, po wcześniejszym jej wysuszeniu i przetrząsaniu na łące;

Wypas

- łąki świeże i selernicowe (w okresie przesuszenia między zalewami) – dopuszczalne użytkowanie pastwiskowe lub wypas po pokosie;
- łąki wilgotne i trzęślicowe – bardzo ekstensywny wypas dopuszczalny wyłącznie po pokosie i tylko na siedliskach o podłożu nietorfowym;
- wypas rotacyjny lub ze stałym nadzorem nad zwierzętami;
- sezon pastwiskowy:
 - a) łąki wilgotne – po koszeniu, od 15 lipca do 15 października;
 - b) łąki trzęślicowe – po koszeniu, od 1 września do 15 października;
 - c) łąki świeże i selernicowe;

- » w górach i na północno-wschodnim niżu od 20 maja do 15 października;
 - » na górskich łąkach świeżych położonych na zboczach zagrożonych erozją, dopuszczalne stosowanie wypasu wczesnowiosennego;
 - » na nizinach i w pozostałych regionach kraju od 1 maja do 15 października;
 - » dopuszczalny całoroczny wypas koników polskich i koni huculskich;
 - » na terenach zalewowych rozpoczęcie wypasu nie wcześniej niż 2 tygodnie po ustąpieniu wód;
- obsada zwierząt:
 - a) łąki świeże i selernicowe – przy użytkowaniu pastwiskowym od 0,5 do 1 DJP/ha, przy wypasie po pokosie do 1 DJP/ha;
 - b) łąki wilgotne i trzęślicowe – do 0,5 DJP/ha;
 - obciążenie pastwiska – do 5 t/ha;
 - obowiązkowe coroczne, jednorazowe wykaszanie niedojadów i usuwanie skoszonych biomasy z pastwiska;
 - wypasanie starych, tradycyjnych, rodzimych ras bydła, koni, owiec i kóz;
 - wypas koni szczególnie dla pozbycia się niepożądanego rośliności gruboładogowej;
 - wypas kóz w celu eliminacji nalotu drzew;
 - wypas owiec i kóz na powierzchniach o stromych stokach;

Nawożenie

- łąki świeże i wilgotne – dopuszcza się nawożenie w ilości do 60 kg N/ha/rok, zalecane zwłaszcza przy stosowaniu dwóch pokosów na siedliskach wykształconych na żyznym podłożu;
- łąki trzęślicowe i selernicowe – brak nawożenia;
- stosowanie nawozów naturalnych (np. obornik, gnojówka) i organicznych (np. kompost);
- zaniechanie nawożenia łąk zalewanych wodami rzecznyymi;
- zaniechanie nawożenia siedlisk wykształconych na podłożu o niskiej żyzności (np. łąki trzęślicowe);
- zaniechanie nawożenia azotem łąk wykształconych na odwodnionych torfowiskach;
- nawożenie na siedliskach użytkowanych wielokrotnie, przystosowanych do znacznej żyzności podłoża;

Wapnowanie

- dopuszcza się wapnowanie na podłożu mineralnym (gł. łąki świeże) w szczególnych przypadkach, aby ograniczyć zakwaszenie podłoża, po wykonaniu analiz glebowych oraz ocenie wpływu na skład gatunkowy runi łąkowej;
- zakaz wapnowania na podłożu torfowym (łąki wilgotne i trzęślicowe) oraz na zalewowych łąkach selernicowych;
- sporadyczne stosowanie wapnowania, co 5–10 lat;
- wykonywanie zabiegu poza okresem wegetacji roślin (wczesna wiosna, późna jesień).

Inne zabiegi pratotechniczne i aspekty techniczne

- dostosowanie maszyn oraz sposobu wykonywania prac do warunków podłoża:
 - a) wykonywanie prac przy niskim poziomie wód gruntowych i sprzyjających warunkach pogodowych;
 - b) wykorzystanie sprzętu o stosunkowo małym nacisku na podłoże, stosowanie opon niskociśnieniowych oraz ogumienia o dużej średnicy i szerokości;
- minimalizowanie liczby przejazdów tą samą trasą oraz liczby nawrotów;
- wyrównanie powierzchni – stosowane w razie potrzeby, ręcznie lub poprzez włókowanie w okresie wczesnowiosennym (przed 1 kwietnia na nizinach oraz przed 15 kwietnia w górach);
- powstrzymanie się od przeorywania, wałowania, podsiewu, bronowania, skaryfikacji;
- zakaz stosowania chemicznych środków ochrony roślin;

Gospodarowanie wodami

- zmniejszenie częstotliwości, zakresu i nasilenia robót prowadzonych na rowach melioracyjnych w ramach renowacji i bieżącej konserwacji;
- zaniechanie pogłębiania istniejących i tworzenia nowych rowów melioracyjnych;
- prawidłowa obsługa istniejących budowli piętrzących;
- składowanie materiału wydobytego z rowu poza powierzchnią cennego siedliska;
- tworzenie na istniejących rowach progów, stopni, bystrotoków, zastawek, przepustów z piętrzeniem;
- tolerowanie tam budowanych przez bobry;
- pozostawienie naturalnego przebiegu rzek i struktury ich koryt – z meandrami, rozlewiskami, urozmaiconym dnem cieku;
- niezaburzanie naturalnego rytmu wylewów rzek na użytki zielone położone na terenach zalewowych poprzez odchodzenie od budowy obwałowań rzek i zabudowy dolin.

3.2. Dobre praktyki rolnicze na cennych przyrodniczo murawach

3.2.1. Cenne przyrodniczo murawy

Murawy są nieleśnymi zbiorowiskami roślinnymi charakteryzującymi się dominacją niskich gatunków traw oraz roślin dwuliściennych. Wysokość runi odróżnia je od ekosystemów łąkowych. Charakterystyczna dla nich niska roślinność to efekt trudnych warunków siedliskowych oraz/lub oddziaływań antropogenicznych (np. ekstensywnego wypasu). Powstawanie muraw związane jest zazwyczaj ze skrajnymi warunkami siedliskowymi. Większość z nich jest zbiorowiskami półnaturalnymi, które dla swojego zachowania potrzebują nieznacznej ingerencji człowieka.

Murawy w Polsce obejmują trzy grupy zbiorowisk roślinnych. Pierwszą z nich stanowią pierwotne i wtórne trawiaste zbiorowiska muraw na podłożu mineralnym, do których należą eurosyberyjskie murawy galmanowe (*Violetea calaminariae* Br.-Bl. et R.Tx. 1943), murawy piaskowe (*Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* Klika in Klika et Novak 1941), murawy dywanowe (*Polygonion avicularis* Br.-Bl. 1931 ex Aich. 1933), murawy zalewowe (*Agropyro-Rumicion crispi* Nordh. 1940 em. R.Tx. 1950), wysokogórskie murawy nawapienne (*Seslerietea varia* Br.-Bl. 1948 em. Oberd. 1978) i murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea* Br.-Bl. et R.Tx. 1943). Drugą grupę stanowią półnaturalne i antropogeniczne zbiorowiska muraw bliźniczkowych i wrzosowisk z klasy *Nardo-Callunetea* Prsg 1949. Do muraw zaliczane są również ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe z klasy *Trifolio-Geranietea sanguinei* Th. Müller 1962 (Matuszkiewicz 2008).

Ze względu na duże znaczenie dla zachowania bioróżnorodności oraz zagrożenie wyginięciem, część muraw została włączona do europejskiej listy siedlisk cennych przyrodniczo Natura 2000, jak również objęta ochroną w ramach działania rolno-środowiskowo-klimatycznego. Do najcenniejszych siedlisk Natura 2000 należą murawy kserotermiczne (6210), ciepłolubne śródładowe murawy napiaskowe (6120), wydmy śródładowe z murawami napiaskowymi (2230), górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (6230), suche wrzosowiska (4030) oraz zarośla jałowca na murawach kserotermicznych i wrzosowiskach (5130).

3.2.1.1. Murawy kserotermiczne

Murawy kserotermiczne są nieleśnymi, ciepłolubnymi zbiorowiskami roślinnymi o charakterze stepowym. Ich występowanie uzależnione jest od warunków klimatycznych, glebowych oraz rzeźby terenu. Są to zbiorowiska mające postać barwnych muraw o bogatej i zróżnicowanej florze. Murawy kserotermiczne występują w rozproszeniu w całej Europie, zajmując zasobne w węglan wapnia stoki w dolinach dużych rzek lub wychodnie skał wapiennych. Najczęściej jednak spotykane są w południowo-wschodniej i południowej części naszego kontynentu. W Polsce występują w małych płatach, na obszarach o specyficznych uwarunkowaniach klimatyczno-siedliskowych, do których należą m.in. Wyżyna Kielecko-Sandomierska, Wyżyna Lubelska czy Dolina Dolnej Odry (Mróz, Bąba 2010). Na Lubelszczyźnie siedliska te występują na stokach w dolinach Wisły, Bugu i Wieprza oraz na lokalnych wzniesieniach terenu.



Murawy kserotermiczne to jedno z najbardziej zagrożonych zbiorowisk roślinnych w Europie. Na zdjęciu kwitnąca murawa kserotermiczna z szałwią łąkową (Guzówka PLH060071). (fot. M. Kulik)

Część z nich objęta jest ochroną w formie rezerwatów przyrody lub obszarów Natura 2000. Istnienie muraw kserotermicznych uzależnione jest głównie od wypasu zwierząt gospodarskich. Część muraw podlegała również sporadycznym, naturalnym lub antropogenicznym pożarom. W wyniku braku użytkowania bardzo łatwo przekształcają się w bardziej złożone układy roślinne, takie jak zarośla czy lasy, co powoduje, że są one jednymi z najbardziej zagrożonych zbiorowisk roślinnych naszego kontynentu (Bąba 2003; Barańska i in. 2013; Kulik i in. 2015). W Polsce murawy kserotermiczne, ze względu na zróżnicowaną roślinność, siedlisko i strukturę ekologiczną, dzielą się na kwitnące, ostnicowe i naskalne. Zbiorowiskami często zaliczanymi do muraw są również ziołorośla kserotermiczne, które występują w strefie ekotonowej pomiędzy typowymi murawami kserotermicznymi a zbiorowiskami zaroślowymi i leśnymi (Barańska i in. 2013).

Wszystkie murawy kserotermiczne z klasy *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et R.Tx. 1943 należą do siedliska 6210, jednak priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków, takich jak obuwik pospolity czy storczyk purpurowy. Roślinność muraw kserotermicznych jest bardzo specyficzna, w wyniku bowiem ewolucji i konkurencji o zasoby dostosowała się do trudnych warunków siedliskowych. Do typowych gatunków kserotermicznych należą m.in. aster gawędka, oman wąskolistny, len złocisty, pszeniec różowy, miłek wiosenny, goryczka krzyżowa czy lebiodka pospolita (Matuszkiewicz 2008).

Siedliska te charakteryzują się również niezwykłym bogactwem świata fauny. Jednym z ciekawszych gatunków jest motyl modraszka Rebel, występujący tylko na murawach, gdzie rośnie jego roślina żywicielska – goryczka krzyżowa, na której żerują gąsienice. Motyl jest myrmekofilny, co oznacza, że jego istnienie uzależnione jest również od odpowiedniego gatunku mrówki wścieklicy z rodzaju *Myrmica* (Buszko, Maślowski 2008). Głównym zagrożeniem dla muraw kserotermicznych oraz występujących tam rzadkich gatunków roślin i zwierząt jest zaniechanie ekstensywnego wypasu, co prowadzi do zmian szaty roślinnej, zwłaszcza wkraczania krzewów i drzew (Bąba 2003; Barańska, Jermaczek 2009; Bernacka i in. 2011; Barańska i in. 2013; Weiss i in. 2013; Kulik i in. 2015). Murawy kserotermiczne są często traktowane jako nieużytki, na których nie prowadzi się działalności rolniczej, a to przyspiesza ich zarastanie. Część tych siedlisk jest celowo zalesiana, co powoduje systematyczne zmniejszanie się ich powierzchni zarówno w Polsce, jak i całej Europie. Murawy kserotermiczne, które dawniej były pospolite w Europie, są obecnie siedliskami coraz rzadszymi i zagrożonymi, z ciągłą tendencją do zmniejszania powierzchni w wyniku zaniechania wypasu, zmian użytkowania gruntów oraz sukcesji lub zalesiania. W związku z tym wiele krajów europejskich, w tym Polska, realizuje projekty mające na celu ochronę tych cennych siedlisk (EEA 2001; Calaciura, Spinelli 2008; Barańska i in. 2013; Kulik i in. 2015). Stan muraw kserotermicznych w naszym kraju jest uzależniony od wielu czynników, do których należy m.in. właściwe użytkowanie. Nawet część siedlisk objętych programem rolnośrodowiskowym ulega degradacji, np. w wyniku zbyt intensywnego wypasu (Kazuń 2015).

3.2.1.2. Murawy piaskowe

Drugim typem muraw są murawy z klasy *Koelerio glaucae-Corynepheretea canescentis* Klika in Klika et Novak 1941, które obejmują kilka różnych zbiorowisk roślinnych, m.in. murawy szczotlichowe, murawy zawciągowe, napiaskowe murawy silniej zwarte i bogatsze florystycznie czy śródładowe murawy piaskowe o charakterze kontynentalnym. Ostatnie zbiorowiska należące do związku *Koelerion glaucae* (Volk 1931, Klika 1935) są siedliskiem Natura 2000 (6120), podobnie jak część napiaskowych muraw szczotlichowych, ale tylko tych, które wykształciły się na piaskach wydmy (2330). Wymienione murawy mają zwykle postać niskich, luźnych i dość barwnych zbiorowisk trawiastych, o wyraźnie kępiastej

budowie oraz bogatej i zróżnicowanej florze naczyniowej, często z udziałem gatunków rzadkich i zagrożonych w skali Polski. Murawy piaszkowe występują w miejscach nasłonecznionych i suchych, najczęściej na piaszczystych, płaskich terenach aluwialnych w dolinach dużych rzek, na wydmach śródlądowych, na piaszczystych obszarach morenowych, na suchych żwirowato-piaszczystych kamieńcach, a także w siedliskach antropogenicznych, jak nasypy czy żwirownie. W Polsce murawy te są wysunięte najdalej na północ i zachód w Europie. Najwięcej tych siedlisk znajduje się we wschodniej, centralnej, południowej oraz południowo-wschodniej Polsce, w obszarze oddziaływania klimatu kontynentalnego, czyli w dolinach Bugu, Narwi, Wieprza, Sanu, Odry, Wisły i Warty (Kujawa-Pawlaczyk 2004a; Kujawa-Pawlaczyk 2010; Warda i in. 2011).

Murawy piaszkowe występują w siedliskach bardzo ubogich i bardzo często są uznawane za nieużytki. Ich potencjał produkcyjny jest bardzo niski, a duży udział wąskolistnych traw wpływa na niską jakość siana. Jednym z typowych gatunków utrwalającym luźny piasek i tworzącym pionierskie murawy jest kępkowa trawa – szczotlika siwa. Do innych roślin należą również goździk kartuzek, strzęplica sina, zawciąg pospolity, turzyca wczesna czy kocanki piaszkowe (Matuszkiewicz 2008). Ciepłolubne murawy napiaskowe stanowią siedlisko dla wielu rzadkich i zagrożonych gatunków bezkręgowców czy drobnych kręgowców. Występują tu również gatunki wymienione w załączniku II dyrektywy siedliskowej. Zagrożeniem dla tych cennych siedlisk jest zarówno zaprzestanie użytkowania, jak również jego intensyfikacja, czyli nawożenie oraz nadmierny wypas, powodujący mechaniczne niszczenie okrywy roślinnej. W wyniku tych procesów murawy piaszkowe zanikają, a wraz z nimi cenne gatunki fauny i flory (Ceynowa-Giełdon 1986; Kujawa-Pawlaczyk 2004a; Zarzycki, Misztal 2010). Występowanie roślinności tych muraw jest uzależnione od specyficznych warunków siedliskowych oraz działalności człowieka. Poważnym zagrożeniem dla muraw piaszkowych jest ich ograniczony zasięg przestrzenny, znaczne rozproszenie oraz intensywne gospodarowanie na terenach przyległych, powodujące sptywy nawozów z pól (Kujawa-Pawlaczyk 2004a). Wyniki monitoringu gatunków i siedlisk przyrodniczych wykazały niezadowalający stan muraw napiaskowych, na który wpłynęło przede wszystkim zarastanie ich krzewami i podrostem drzew oraz wkraczanie ekspansywnych gatunków rodzimych. Poprawę siedliska można byłoby osiągnąć poprzez szersze wdrażanie sieci Natura 2000 na obszarach utworzonych m.in. dla ochrony muraw napiaskowych (Monitoring 2008a).



Typową trawą muraw piaszkowych jest szczotlicha siwa – pionierska roślina tego typu zbiorowisk roślinnych. (fot. M. Kulik)



Samiec jaszczurki zwinki *Lacerta agilis* w barwach godowych wśród chrobotków na murawie napiaskowej. (fot. M. Kulik)

3.2.1.3. Murawy bliźniczkowe i wrzosowiska

Kolejnym typem cennych siedlisk są murawy bliźniczkowe z klasy *Nardo-Callunetea* Prsg 1949, tzw. psiary. Siedliskiem Natura 2000 o kodzie 6230 są tylko płaty bogate florystycznie. Murawy te zawdzięczają swoją nazwę niskiej, kępkowej trawie – bliźniczce psiej trawce, która dominuje w runi, nadając jej charakterystyczny wygląd. Typowymi gatunkami budującymi te murawy są ponadto m.in. turzyca pigułkowata, izgrzyca przyziemna, jastrzębiec kosmaczek, kosmatka polna czy fiołek psi. Odmiennym składem florystycznym charakteryzują się zbiorowiska z dominującym wrzosem pospolitym (*Calluno-Nardetum strictae* Hrync. 1959), tzw. tłoki, na których wypasane są zazwyczaj bydło i owce. Murawy bliźniczkowe rozwinęły się wtórnie, zwykle na skutek wycięcia lasów, na ubogich i bardzo ubogich, kwaśnych glebach o zróżnicowanej wilgotności, w miejscach wypasania, ale nienawożonych (Perzanowska 2004). Psiary spotykane są w całej Polsce od niżu po piętro subalpejskie w Sudetach i Karpatach. Tworzą zazwyczaj małe płaty na polanach, brzegach lasów, obrzeżach torfowisk czy piaszczystych wzniesieniach terenu. Są to zbiorowiska zróżnicowane pod względem wilgotności podłoża oraz położenia nad poziomem morza.

Murawy bliźniczkowe wykształcają się zarówno na niżu, jak i w górach, na różnym podłożu, od gleb suchych do mokrych lub okresowo zalewanych (Wojtuń i in. 1994; Winnicki 1999; Korzeniak 2010). Zbiorowiska roślinne muraw bliźniczkowych mają charakter półnaturalny, wykształciły się bowiem dzięki określonym formom działalności człowieka. Zachowanie tych muraw wymaga ochrony czynnej, polegającej na prowadzeniu wypasu lub innych zabiegów ograniczających sukcesję, a jednocześnie niepowodujących wzrostu żyzności siedliska (Perzanowska 2004; Korzeniak 2010). Dane monitoringowe wskazują, że stan zachowania tego siedliska jest zły, jednak jego zasoby nie są w pełni rozpoznane. Zarówno w górach, jak i na niżu obserwuje się wyraźny spadek powierzchni psiar, co jest wynikiem zmian w sposobie gospodarowania w ciągu ostatnich 20–30 lat (Monitoring 2008b).

Specyficznym typem muraw z omawianej klasy są również wrzosowiska rzędu *Calluno-Ulicetalia* (Quant. 1935) R.Tx. 1937, do którego należą zbiorowiska trzech związków, będące siedliskami Natura 2000 (4030). Pierwszą grupę stanowią wrzosowiska janowcowe występujące w środkowej Europie. W Polsce osiągają wschodnią granicę zasięgu. Drugim



Murawy bliźniczkowe, potocznie nazywane psiarami, występują w całej Polsce – od niżu po piętro subalpejskie w Sudetach i Karpatach. (fot. M. Kulik)

typem są wrzosowiska mącznicowe, występujące w rozproszeniu w Europie, natomiast w naszym kraju w północno-wschodnich regionach. Trzecią grupę stanowią wrzosowiska knotnikowe spotykane w środkowej i zachodniej części Europy, a w Polsce głównie na zachodzie. Zbiorowiska te powstają zazwyczaj na bardzo ubogich i kwaśnych glebach bielicowych, wytworzonych z piasków luźnych lub słabogliniastych o niskim poziomie wody gruntowej (Kujawa-Pawlaczyk 2004b). Suche wrzosowiska to zbiorowiska charakteryzujące się występowaniem krzewinek z rodziny wrzosowatych, z dominacją wrzosu pospolitego. Drugą warstwę roślinności tworzą m.in. jastrzębiec kosmaczek, mietlica pospolita czy turzyca piaskowa. Niezwykle bogata jest flora mchów i porostów, reprezentowana m.in. przez płonniki czy chrobotki. Siedliska te odznaczają się ponadto dużą różnorodnością bezkręgowców, zwłaszcza chrząszczy, muchówek, błonkówek, owadów prostoskrzydłych, pluskwiaków i motyli. Suche wrzosowiska są zbiorowiskami powstałymi w wyniku specyficznej gospodarki, np. użytkowania poligonów wojskowych, zrębowego użytkowania lasów, naturalnych pożarów lub ekstensywnego wypasu zwierząt gospodarskich (Pawlaczyk 2012; Nienartowicz i in. 2015; Sewerniak, Jankowski 2015). Stan suchych wrzosowisk w Polsce jest w większości przypadków niezadowolający. Tylko nieliczne charakteryzują się stanem właściwym. Do największych zagrożeń dla tego zbiorowiska należy zaniechanie właściwego użytkowania czy zalesianie (Monitoring 2012).

Ogólny stan muraw w Polsce jest niezadowolający, tylko część właściwie użytkowanych odznacza się odpowiednimi parametrami. W związku z tym niezbędne są mechanizmy umożliwiające poprawę ich kondycji lub wpływające na zachowanie kluczowych elementów, takich jak struktura czy warunki siedliskowe. Siedliska murawowe w dużej mierze utrzymują swoje duże walory przyrodnicze jedynie w warunkach ekstensywnego wypasu. Zalecanie koszenia powstrzymuje sukcesję, ale może doprowadzić do zmian struktury roślinności (Kotowska, Topolska 2015).



Wypas owiec rasy świniarka na wrzosowiskach w Poleskim Parku Narodowym. (fot. M. Kulik)

3.2.2. Użytkowanie muraw z korzyścią dla przyrody

3.2.2.1. Zrównoważony wypas

Dla zachowania dużej bioróżnorodności omawianych muraw istotny jest zrównoważony wypas zwierząt gospodarskich (Pykala 2005; Dahms i in. 2010). W odróżnieniu od pastwisk wysokoprodukcyjnych na murawach wypas powinien być zazwyczaj ekstensywny, ponieważ są to siedliska charakteryzujące się niskim potencjałem produkcyjnym. Obsada zwierząt na murawach nie powinna przekraczać 1 DJP/ha. Niektórzy autorzy podają jednak, że obsada ta nie powinna przekraczać 0,5 DJP/ha (Barańska i in. 2013). Analogicznie obciążenie pastwiska nie powinno przekraczać 10 DJP. Dla przykładu, na pastwiskach wysokoprodukcyjnych wartości te są czterokrotnie większe. Jednak zwiększanie obsady zwierząt oraz obciążenia pastwiska ponad potencjał plonotwórczy murawy są złą praktyką, która może doprowadzić do degradacji szaty roślinnej (Korzeniak 2010) oraz zmniejszenia się liczby gatunków wielu organizmów, takich jak pluskwiaki różnoskrzydłe, chrząszcze, piewiki czy pająki (Dicks i in. 2013). Bogactwo faunistyczne, zwłaszcza bezkręgowców, jest bowiem silnie uzależnione od bogactwa florystycznego muraw (Šajna i in. 2011; Chmura i in. 2013). Na murawach wypas powinien być ekstensywny, wówczas pozwala on przetrwać wszystkim gatunkom

zarówno świata fauny, jak i flory, w tym rzadkim gatunkom storczykowatych (Catorci i in. 2013). Uwzględnianie potencjału plonotwórczego jest istotne zwłaszcza w przypadku muraw napiaskowych, charakteryzujących się najniższymi plonami. Na tego typu murawach powinno się stosować najniższą obsadę zwierząt, aby uniknąć niszczenia bardzo luźnej darni (Kulik i in. 2013). Stosowanie zbyt małej obsady zwierząt gospodarskich również nie chroni siedliska przyrodniczego w odpowiednim stopniu, ponieważ część biomasy nadziemnej jest tylko deptana, a pozostawiona na powierzchni murawy rozkłada się, podobnie jak w przypadku braku użytkowania. Najlepszymi rasami zwierząt do wypasania na murawach są drobne przeżuwacze, takie jak owce i kozy, które są lepiej przystosowane do pobierania paszy w trudnych warunkach siedliskowych, zwłaszcza dużego nachylenia stoków muraw kserotermicznych czy bardzo luźnej darni muraw napiaskowych (Wasilewski 1996; Warda i in. 2011; Kulik i in. 2013; Pokorna i in. 2013). Owce zgryzają najniższe partie murawy, wydeptując jednocześnie nagromadzony wołok i zruszając glebę, co w znacznym stopniu poprawia warunki do kiełkowania nasion roślin murawowych. Ponadto małe przeżuwacze mogą przenosić na futrze lub w przewodzie pokarmowym nasiona roślin, co jest niezwykle istotne w procesach odnawiania cennych siedlisk przyrodniczych (Riibak i in. 2015). Niektóre z gatunków są doskonale przystosowane do tego typu rozprzestrzeniania się, czyli tzw. zoochorii. Jedną z takich roślin, rozmnażającą się tylko generatywnie, jest dziewięciśń popłocholistny, endemiczny gatunek zagrożony



Dziewięciśń popłocholistny i modraszek. (fot. M. Kulik)



Koniki polskie w trakcie wypasu w Rostoczańskim Parku Narodowym. (fot. M. Kulik)



Owce uhruskie podczas wypasu na murawie w Roztoczańskim Parku Narodowym. (fot. M. Kulik)

wyginięciem, dla którego Lubelszczyzna jest jednym z czterech regionów występowania (Warda i in. 2016). Ponadto owce doskonale hamują rozwój krzewów i podrostu drzew, obgryzają jednak zazwyczaj tylko młode liście i do pewnej wysokości zostawiają gołe gałązki (Kulik i in. 2015). Z kolei kozy obgryzają całe pędy i korę, skutecznie ograniczając rozwój zarośli, nawet w siedliskach z dużym udziałem drzew i krzewów. Zarówno owce, jak i kozy zgryzają murawę selektywnie, wybierając w pierwszej kolejności gatunki, które najbardziej im smakują. Do ochrony muraw może być wykorzystywane również bydło i konie, które ze względu na duże rozmiary potrzebują więcej paszy i doskonale radzą sobie z murawami o dużym zwarcie wysokiej roślinności zielnej lub zielno-krzewiastej (Barańska, Jermaczek 2009; Barańska i in. 2013; Pokorna i in. 2013). W przypadku muraw zalecane jest wykorzystywanie rodzimych ras zwierząt, np. owiec ras: świniarka, wrzosówka, owca uhruska czy polska owca nizinna. Są one doskonale przystosowane do trudnych warunków siedliskowych i pobierania specyficznych gatunków roślin. Dobór odpowiednich zwierząt do wypasu muraw powinien być uzależniony od potencjału plonotwórczego, warunków siedliskowych, udziału w runi krzewów i podrostu drzew oraz możliwości prowadzenia gospodarki

pasterskiej (Kulik i in. 2013). Bardzo ważnym elementem jest również termin wypasu. Zazwyczaj prowadzony jest on w sezonie wegetacyjnym – od maja do października. Długość okresu pastwiskowego w Polsce wynosi w zależności od regionu od 150 do 180 dni. Niektóre odporne rasy zwierząt, takie jak owca wrzosówka czy koń huculski mogą przebywać na murawach cały rok, ponieważ są doskonale przystosowane zarówno do mroźnych zim, jak i upalnych lat. Wypas powinien rozpoczynać się w maju lub czerwcu, przed stwardnieniem łodyg roślin, ponieważ później zwierzęta ich nie zgryzają. Ruń niespasiona jest wydeptywana, strzela w źdźbło, szybko drewnieje, a jej wykorzystanie zmniejsza się w miarę opóźniania początku wypasu (Kulik i in. 2016). Wcześniejszy wypas wpływa na efektywniejszą redukcję gatunków ekspansywnych traw oraz krzewów (Dostálek, Frantík 2012). W przypadku braku innego pokarmu zwierzęta są zmuszone pobierać zdrewniałą biomasę, jednak strawność takiej paszy jest bardzo niska. Wypas na murawach prowadzony jest najczęściej w systemie wolnym, co również wpływa na mniejsze wykorzystanie runi, ze względu na selektywne pobieranie jej przez zwierzęta. Jeżeli rolnik ma możliwość ogrodzenia murawy płotem lub pastuchem elektrycznym, zaleca się również wypas kwaterowy. Ten typ wypasu stosuje się, jeżeli murawa od dawna nie



Zrównoważony wypas zwierząt gospodarskich jest jedną z metod ochrony muraw. (fot. M. Kulik)

była wypasana i charakteryzuje się dużym udziałem traw ekspansywnych, które nie byłyby przygryzione w warunkach wypasu wolnego. W uzasadnionych przypadkach można stosować palikowy wypas bydła, mający na celu świadome kształtowanie mozaikowej struktury płatów muraw (Perzanowska, Kujawa-Pawlaczyk 2004). W każdym typie wypasu należy zapewnić zwierzętom zadaszenie chroniące przed słońcem, deszczem czy wiatrem oraz stały dostęp do świeżej wody. Do tego celu powinny służyć specjalnie zamontowane poidła, zlokalizowane blisko murawy, na której są wypasane.

3.2.2.2. Ekstensywne koszenie w zastępstwie wypasu

Substytutem wypasu może być koszenie muraw, jednak tylko w przypadkach, kiedy rolnik nie dysponuje zwierzętami gospodarskimi. Jako uzupełnienie ekstensywnego wypasu, zwłaszcza w systemie wolnym, należy również stosować koszenie niedojadów, czyli nieprzygryzionej biomasy nadziemnej, która pozostaje w wyniku selektywnego pobierania runi przez zwierzęta. Niektóre murawy, takie jak ostnicowe, napiaskowe czy naskalne, nie tolerują koszenia. Koszenie może być stosowane w przypadku nieco żyzniejszych siedlisk, np. muraw kwiatnych, przypominających zbiorowiska łąkowe lub wrzosowisk budowanych przez krzewinki (Łaska 2015). Koszenie wpływa na zwiększanie pokrycia przez wysokie trawy, takie jak rajgras wyniosły, trzcinnik piaskowy czy kłosownica pierzasta (Bąba 2003; Süß i in. 2004; Barańska i in. 2013). Są to gatunki zaliczane do ekspansywnych gatunków rodzimych, które negatywnie wpływają na bioróżnorodność muraw. Istotnym zagrożeniem są również inwazyjne gatunki obcego pochodzenia, jednak w runi muraw występują one rzadziej. Do najgroźniejszych, bardzo ekspansywnych, należą nawłóć kanadyjska i nawłóć późna, które w języku ludowym nazywane są potocznie „mimozami”. Zróżnicowana fenologia opisywanych typów muraw sprawia, że ustalenie odpowiedniego terminu koszenia jest trudne, np. koszenie kwiatnych muraw powinno być prowadzone co 2–3 lata, w terminie od połowy sierpnia do września, koniecznie po wysypaniu się nasion. Zaleca się także pozostawianie niekoszonych pasów lub koszenie różnych fragmentów murawy w kolejnych latach (Perzanowska, Kujawa-Pawlaczyk 2004). Niekoszone płaty pozwalają na odbycie pełnego cyklu rozwojowego występującym tam gatunkom roślin murawowych oraz drobnym zwierzętom, zwłaszcza bezkręgowcom. Skoszona biomasa powinna być jak najszybciej usunięta z powierzchni murawy.



Jesienne koszenie murawy kserotermicznej. (fot. M. Kulik)

Ten sam wymóg dotyczy ściętej biomasy niedojadów po wypasie. Nie wolno pozostawiać roślinności na powierzchni, zarówno po pokosie, jak również w belach lub przyzmach. Nie należy także stosować mulczowania, ponieważ odkładana, rozkładająca się materia organiczna przyczynia się do poprawy żyzności siedliska i znacznych zmian szaty roślinnej.

3.2.2.3. Inne zabiegi

Murawy są w większości zbiorowiskami niskoprodukcyjnymi, charakteryzującymi się specyficznym składem gatunkowym. Użyźnianie siedliska powoduje zmiany szaty roślinnej i charakterystycznej struktury muraw. W związku z tym nie powinno się stosować nawożenia, które w znacznym stopniu zmienia żyzność gleby. Z tego powodu bardzo istotnym zagrożeniem dla muraw, zwłaszcza kserotermicznych, położonych na stokach poniżej pól uprawnych, są sptywy powierzchniowe, które w znacznym stopniu przekształcają siedlisko. Wzrost żyzności siedliska może być spowodowany również naturalnymi pożarami lub celowym wypalaniem, po którym na powierzchni gleby zostaje popiół. W Szkocji, Niemczech czy Hiszpanii prowadzi się kontrolowane wypalanie wyznaczonych płątów wrzosowisk w celu ochrony tych siedlisk (Krenz i in. 2015; Marcos i in. 2015). Często obserwowane

są również szybko regenerujące się płaty muraw kserotermicznych po pożarze, jeżeli są to małe, nieizolowane powierzchnie. Należy zaznaczyć, że w Polsce wypalanie jest zabronione, ponieważ pożar stanowi zagrożenie dla ludzi oraz niszczy wszystkie organizmy żyjące w danym siedlisku.

Wyłączanie z użytkowania sprawia, że wiele muraw cennych przyrodniczo zarasta roślinnością krzewiasto-drzewiastą. Najczęstszymi roślinami z grupy drzew i krzewów wkraczającymi na murawy kserotermiczne są grusza pospolita, dzika róża czy śliwa tarnina oraz sosna zwyczajna, brzoza brodawkowata lub jałowiec pospolity na murawach napiaskowych i bliźniczkowych. Należy pamiętać, że murawa, która utraci swoją strukturę w wyniku sukcesji wtórnej i jest jednocześnie izolowana od typowych płatów muraw, nie jest w stanie wrócić do pierwotnego stanu. Dzieje się tak dlatego, że może korzystać tylko z banku nasion w glebie, a większość nasion roślin murawowych charakteryzuje się niską trwałością (Bossuyt i in. 2006). W związku z tym, w przypadku muraw bardzo zarośniętych, niezbędna jest wycinka krzewów oraz nalotu drzew. Ze względu na sezon lęgowy ptaków, najlepszą porą na usuwanie uciążliwych zarośli jest zima, jednak krzewy usuwane w tym czasie bardzo szybko odrastają wiosną (Barańska i in. 2013). W związku z tym usuwanie zarośli można przeprowadzić pod koniec okresu wegetacyjnego, uwzględniając okres rozrodczy zwierząt zasiedlających te murawy. Najskuteczniejszą, ale czasochłonną metodą jest karczowanie krzewów z całą bryłą korzeniową, co powoduje odstonięcie gleby i możliwość kiełkowania nasion roślin murawowych (Kulik i in. 2015). W bardzo zarośniętych siedliskach zalecane jest połączenie corocznego karczowania z wypasem owiec lub kóz (Masson i in. 2015). Niektórzy autorzy proponują stosowanie środków chemicznych na pęd główny, do zwalczania szczególnie uciążliwych krzewów, np. tarniny (Perzanowska, Kujawa-Pawlaczyk 2004). Ze względu na negatywne oddziaływanie takich środków na środowisko i różne organizmy żywe (zarówno rośliny, jak i zwierzęta) można wykorzystywać je tylko w ostateczności, gdy zawiodą inne metody eliminacji gatunków niepożądanych oraz wyłącznie miejscowo, na konkretnie zwalczaną roślinę. W działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym w wariantach dedykowanych ochronie muraw dopuszcza się stosowanie herbicydów wyłącznie w celu zwalczania szczególnie inwazyjnych gatunków obcych (tab. 3). W programie tym obowiązują

natomiast całkowite zakazy: wałowania, stosowania komunalnych osadów ściekowych, podsiewu, nawożenia, wapnowania oraz mechanicznego niszczenia struktury glebowej, w tym bronowania i przeorywania. Murawy są bowiem specyficznymi siedliskami, często bardzo ubogimi, a stosowanie wyżej wymienionych zabiegów powoduje zmiany w glebie oraz szacie roślinnej i najczęściej nie przynosi korzyści ani produkcyjnych, ani przyrodniczych. Cenne przyrodniczo murawy powinny być użytkowane w sposób, który w ciągu wieków pozwolił na ich ukształtowanie. Natomiast nawożenie, wapnowanie czy podsiew należy stosować w innych, żyzniejszych siedliskach, które mogą dostarczać przeżuwaczom paszy odpowiedniej jakości.

3.2.2.4. Zachowanie powierzchni muraw

Murawy ze względu na rozproszenie i izolację są obecnie siedliskami coraz rzadszymi i zagrożonymi z ciągłą tendencją do zmniejszania powierzchni. Często murawy, traktowane jako nieużytki, są orane i zamieniane na grunty orne. Najbardziej narażone są cenne siedliska, które mają skomplikowaną strukturę. Z kolei zaniechanie wypasu powoduje zmiany szaty roślinnej i zarastanie roślinnością krzewiasto-drzewiastą. Czasami naturalne procesy sukcesji są przyczynkiem do decyzji rolników o zalesianiu cennych przyrodniczo muraw. Wiele muraw należy do siedlisk przyrodniczych o znaczeniu europejskim, wymienianych w załączniku I dyrektywy siedliskowej, a także w rozporządzeniu w sprawie siedlisk podlegających w Polsce ochronie prawnej (Rozporządzenie 2001). Ze względu na sukcesywne zmniejszanie się ich powierzchni,

3.2.2.5. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach służących ochronie cennych muraw

Ze względu na duże znaczenie muraw w zachowaniu bioróżnorodności, siedliska te zostały objęte ochroną w ramach działania rolno-środowiskowo-klimatycznego.

Tabela 3. Wymogi dla wariantu 4.3. i 5.3. Murawy w ramach działania rolno-środowiskowo-klimatycznego (Rozporządzenie 2015).

Typ siedliska		Klasa <i>Festuco-Brometea</i> : murawy kserotermiczne (6210), zarośla jałowca na murawach kserotermicznych (5130); Klasa <i>Koelerio glaucae-Corynepheretea canescentis</i> : ciepłolubne śródłądowe murawy napiaskowe (6120), wydmy śródłądowe z murawami napiaskowymi (2230), murawy zawciągowe; Klasa <i>Nardo-Callunetea</i> : górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (6230), suche wrzosowiska (4030), zarośla jałowca na wrzosowiskach (5130); Klasa <i>Trifolio-Geranietea</i> : ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe.
Użytkowanie pastwiskowe	termin wypasu	od 1 maja do 15 października
	obsada (DJP/ha)	0,3–1,0
	wykaszanie niedojadów	raz w roku lub raz na 2 lata w terminie od 1 sierpnia do 31 października
	usunięcie skoszonej biomasy	obowiązek zebrania i usunięcia skoszonej biomasy w terminie do dwóch tygodni po pokosie, a w przypadku ułożenia biomasy w przyzmy, w tym przyzmy balotowe, stogi lub brogi powinna ona zostać usunięta z działki rolnej nie później niż do 1 marca następnego roku
Użytkowanie kośno-pastwiskowe (z wyjątkiem muraw ostnicowych (6a210))	termin wypasu	od 1.05 do 15.10 (wypas dopuszczalny przez eksperta)
	obsada (DJP/ha)	do 1,0 (wypas dopuszczalny przez eksperta)
	termin koszenia	od 1 sierpnia do 31 października
	częstotliwość koszenia	wykoszenie raz w roku lub raz na 2 lata
	pozostawienie fragmentu niekoszonego	pozostawienie 15–20% nieskoszonej powierzchni działki rolnej i zarazem innych fragmentów w dwóch kolejnych pokosach (dotyczy działek >0,5 ha)
	usunięcie skoszonej biomasy	obowiązek zebrania i usunięcia skoszonej biomasy w terminie do dwóch tygodni po pokosie, a w przypadku ułożenia biomasy w przyzmy, w tym przyzmy balotowe, stogi lub brogi powinna ona zostać usunięta z działki rolnej nie później niż do 1 marca następnego roku
Zakaz	<ol style="list-style-type: none"> 1) wałowania, stosowania komunalnych osadów ściekowych oraz stosowania podsiewu; 2) włókowania w okresie od dnia: a) 1 kwietnia do dnia 1 września na obszarach nizinnych (poniżej 300 m n.p.m.), b) 15 kwietnia do dnia 1 września na obszarach wyżynnych i górskich (powyżej 300 m n.p.m.); 3) stosowania środków ochrony roślin, z wyjątkiem selektywnego i miejscowego niszczenia uciążliwych gatunków inwazyjnych z zastosowaniem odpowiedniego sprzętu (np. mazaczy herbicydowych); 4) tworzenia nowych, rozbudowy i odtwarzania istniejących urządzeń melioracji wodnych, z wyjątkiem konstrukcji urządzeń mających na celu dostosowanie poziomu wód, wykorzystując istniejące urządzenia melioracji wodnych do wymogów siedliskowych gatunków lub siedlisk będących przedmiotem ochrony w danym pakiecie; 5) składowania biomasy wśród kęp drzew i zarośli, w rowach, jarach i innych obniżeniach terenu; 6) nawożenia; 7) wapnowania; 8) mechanicznego niszczenia struktury gleby, w tym bronowania i przeorywania. 	

Wymogi określone w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym (tab. 3) są zgodne z danymi z literatury, w związku z tym należy je traktować jako dobrą praktykę. Murawy wymagają użytkowania pastwiskowego, jednak w uzasadnionych przypadkach, ekspert może dopuścić użytkowanie kośne. Trzeba jednak pamiętać, że koszenie jest tylko substytutem wypasu i należy je zalecać tylko wtedy, kiedy nie ma możliwości wypasu zwierząt. Koszenie powinno być wykonane od 1 sierpnia do 31 października, jednak optymalny termin powinien uwzględniać fenologię roślin, zwłaszcza dojrzałość nasion. Na niektórych murawach, np. ostnicowych, wypas powinien być obligatoryjny i nie można zalecać tu koszenia. Z kolei murawy napiaskowe, a szczególnie szczotlichowe, które charakteryzują się małym zwarcim runi i niskim potencjałem produkcyjnym, powinny być poddane wypasowi przy minimalnej obsadzie zwierząt (0,3 DJP/ha), ponieważ owce przy małej ilości pokarmu mogą podczas jego poszukiwania niszczyć luźną ruń muraw (Kulik i in. 2013). Większa obsada jest dopuszczana w przypadku mozaiki muraw szczotlichowych z innymi murawami o bujniejszej runi. Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne dopuszcza obsadę zwierząt dla muraw do 1 DJP/ha. W literaturze podawana jest granica 0,5 DJP/ha. W związku z tym bardzo ważna jest tutaj rola eksperta botanika, który powinien określić obsadę na podstawie aktualnego potencjału produkcyjnego murawy.

3.2.3. Podsumowanie

Praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu cennych przyrodniczo muraw

- prowadzenie ekstensywnego wypasu rodzimych ras zwierząt gospodarskich, głównie owiec i kóz, z obsadą dostosowaną do potencjału plonotwórczego;
- utrzymywanie mozaikowości siedliska z kępami krzewów oraz małymi płatami nieużytkowanymi, które pozwalają na pełny cykl rozwojowy wszystkich roślin i drobnych zwierząt;
- zaniechanie mulczowania i nawożenia.

3.3. Dobre praktyki w zwalczaniu roślin inwazyjnych na cennych przyrodniczo użytkach zielonych

Inwazyjne gatunki roślin są obecnie w Polsce spotykane powszechnie. Stanowią one jedno z największych zagrożeń dla rodzimej flory i fauny, stabilności ekosystemów i dla unikalnych cech naszego krajobrazu (Tokarska-Guzik 2005; Pawlaczyk 2009).

Gatunkiem inwazyjnym nazywamy roślinę obcego pochodzenia, która celowo lub przypadkowo została zawleczona poza terytorium swojego naturalnego zasięgu i rozprzestrzenia się tam w sposób zagrażający różnorodności biologicznej (Konwencja 1992). Wiele z tych gatunków jest również szkodliwych dla gospodarki lub zdrowia ludzi. W przypadku Polski są to najczęściej rośliny pochodzące z Ameryki Północnej lub z Azji. Dzięki niezwykle dużym zdolnościom do szybkiego zasiedlania przestrzeni, wypierają rodzime gatunki z ich naturalnych siedlisk. Rośliny inwazyjne zwykle rozrastają się w postaci zwartych łanów lub zarośli, które zastępują naturalne i półnaturalne zbiorowiska roślinne. W konsekwencji zanikają nie tylko poszczególne gatunki rodzimej flory, ale całe ekosystemy wraz z zespołami związanych z nimi organizmów (Faliński 2004; Rejmánek i in. 2005; Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012; Tokarska-Guzik i in. 2015). Jeszcze szybciej gatunki inwazyjne wnikają w ekosystemy zaburzone, np. na przesuszane siedliska wilgotne, zarastające, nieużytkowane łąki czy w miejsca z naruszoną darnią (Rejmánek i in. 2005; Tokarska-Guzik 2005). Niejednokrotnie zmieniają fizyczne i chemiczne właściwości gleby. Niektóre z nich wykazują także tzw. oddziaływania allelopatyczne, tzn. wydzielają substancje szkodliwe dla innych roślin lub zwierząt (Abhilasha i in. 2008; Tokarska-Guzik i in. 2012).

Inwazyjne rośliny zawdzięczają swój sukces dużej elastyczności w przystosowywaniu się do warunków siedliskowych, a także szybkiemu wzrostowi i ogromnym zdolnościom reprodukcyjnym; przy tym opanowując nowe tereny, nie napotykają naturalnych wrogów (owadów żerujących na nich, patogenów), które ograniczają ich rozwój na rodzimym terytorium (Faliński 2004; Rejmánek i in. 2005). Przy rozmnażaniu produkują dużą liczbę nasion, żywotnych i łatwo rozprowadzanych w środowisku, bądź też rozrastają się w sposób wegetatywny, za pomocą kłaczy, rozłogów lub bulw. Stąd też, gdy gatunek inwazyjny pojawi się w środowisku, bardzo trudno go wyeliminować. Pozostałe w glebie nasiona i fragmenty roślin (np. kłacza),

szybko i obficie produkują nowe osobniki, które z kolei również zdolne są do bardzo efektywnego rozmnażania. W walce z inwazją gatunków obcych kluczowe jest zatem wczesne rozpoznanie zagrożenia, w momencie pojawiania się pierwszych pojedynczych okazów, na możliwie jak najwcześniejszym etapie ich rozwoju. Usunięcie gatunku inwazyjnego zanim w glebie pojawi się bank nasion lub zostanie ona przerośnięta podziemnymi częściami rośliny, stwarza znaczne szanse skutecznego powstrzymania jego rozprzestrzeniania się. Konieczna jest przy tym stała obserwacja, czy nie pojawiają się kolejne okazy, szczególnie jeśli okoliczne tereny są opanowane przez gatunki inwazyjne.

W późniejszych fazach inwazji usunięcie gatunków obcych wymaga stosowania bardzo pracochłonnych i kosztownych metod, które często okazują się mało skuteczne, nawet przy wielokrotnym powtarzaniu. Wobec tego niezmiernie ważne jest:

- zidentyfikowanie najgroźniejszych gatunków inwazyjnych;
- opracowanie sposobów ich eliminacji;
- szybkie rozpoczęcie działań mających na celu ich usunięcie.

Wiele niebezpiecznych gatunków inwazyjnych zostało wprowadzonych na teren Europy i Polski celowo, w charakterze roślin użytkowych lub ozdobnych (Tokarska-Guzik i in. 2012). Co więcej, pomimo, że znany jest ich status inwazyjności, a szkodliwy wpływ na różnorodność biologiczną nasila się, gatunki te w dalszym ciągu są uprawiane. W takim przypadku nie ma praktycznie możliwości, by zapobiec ich przedostawaniu się do środowiska i dalszemu rozprzestrzenianiu. Dlatego ogromne znaczenie ma rozważny dobór roślin wprowadzanych do upraw. Informacje i rady na ten temat zebrano w „Kodeksie dobrych praktyk w ogrodnictwie wobec roślin obcego pochodzenia” dostępnym na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (GDOŚ 2015). Od roku 2014 wprowadzanie groźnych gatunków inwazyjnych do upraw jest na obszarze Unii Europejskiej zakazane prawnie (Rozporządzenie 2011; Rozporządzenie 2014c).

Na obszarach rolniczych gatunki inwazyjne rozprzestrzeniają się głównie wzdłuż cieków wodnych, dróg i nasypów, opanowują odłogi i niekoszone łąki, a także przedostają się z pobliskich lasów i zarośli (Tokarska-Guzik 2005). Trzeba zaznaczyć, że prowadzenie gospodarowania kośnego lub pastwiskowego na użytkach zielonych w dużej mierze

przeciwdziała inwazji gatunków obcych geograficznie. Badania prowadzone na użytkowanych ekstensywnie łąkach objętych programem rolnośrodowiskowym wykazują, że gatunki inwazyjne na 90% badanych stanowisk występują tylko pojedynczo lub nie występują wcale. Tylko na 4% stanowisk wystąpiły one obficie, stanowiąc znaczące zagrożenie dla roślinności (Jarzombkowski i in. 2013; Jarzombkowski i in. 2014; Jarzombkowski i in. 2015). Utrzymanie użytkowania rolniczego jest zatem najbardziej podstawowym zabiegiem ochronnym, zapobiegającym opanowywaniu półnaturalnych siedlisk przyrodniczych przez gatunki inwazyjne.

3.3.1. Najgroźniejsze gatunki inwazyjne

Poniżej opisano gatunki obce często spotykane na obszarach rolniczych i stanowiące zagrożenie dla szaty roślinnej użytków zielonych. Szczegółowe opisy i pełniejsze listy gatunków inwazyjnych można znaleźć w licznych publikacjach, w większości dostępnych online (Dajdok i in. 2007; Dajdok, Pawlaczyk 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012; Dajdok i in. 2015; GDOŚ 2015). Dane ogólnoeuropejskie są dostępne w bazach internetowych DAISIE (2003) i NOBANIS (2009). Terminy kwitnienia gatunków podano wg Rutkowskiego (2008).

Gatunki z rodzaju nawłóć

Gatunki z rodzaju nawłóć (nawłóć późna, nawłóć kanadyjska i nawłóć wąskolistna) pochodzą z Ameryki Północnej (Zajac i in. 1998). Nawłóć późna i kanadyjska występują obecnie na całym obszarze Polski (Zajac, Zajac 2001). Są bardzo rozpowszechnione i opanowują różne



Nawłóć kanadyjska w dolinie Warty (fot. A. Kazuń)



Łany nawłoci późnej w dolinie Odry (fot. A. Kazuń)



Wkraczanie nawłoci wąskolistnej na torfowisko niskie (fot. Ł. Krajewski)

typy siedlisk: brzegi rzek, wilgotne lasy i zarośla, przydroża, groble stawów, pojawiają się też masowo na odłogach i łąkach (Tokarska-Guzik 2005; Nowak, Kącki 2009). Nawłoc wąskolistna jest spotykana rzadziej, a jej zasięg w Polsce jest ograniczony do Śląska Górnego i Opolskiego (Zajac, Zajac 2001). Stanowi jednak duże zagrożenie w tych regionach, zajmując znaczne powierzchnie i zwiększając swój areal występowania (Nowak, Kącki 2009).

Gatunki z rodzaju nawłoc są niezmiernie ekspansywne, łatwo opanowują przestrzeń dzięki szybkiemu wzrostowi i intensywnemu rozmnażaniu zarówno za pomocą licznych lekkich nasion, jak i wytwarzania gęstych pędów z kłączy (Nowak, Kącki 2009). Poza tym wykazują działanie allelopatyczne, tzn. uwalniają do gleby substancje hamujące rozwój innych organizmów (Abhilasha i in. 2008; Baličević i in. 2015), co tym bardziej zwiększa zagrożenie dla gatunków rodzimej flory. Nawłocie są najczęściej spotykanymi gatunkami inwazyjnymi na obszarach rolniczych, notowanymi we wszystkich typach cennych siedlisk łąkowych (łąki trzęślicowe 6410, selernicowe 6440, rajgrasowe 6510, konietlicowe 6520, łąki wilgotne związku *Calthion*), a także w murawach napiaskowych 6120 i kserotermicznych 6210, wrzosowiskach 4030, bliźniczyskach 6230 i w szuwarach (Korzeniak 2011; Michalska-Hejduk 2011; Pawlaczyk 2011; Załuski 2011; Tokarska-Guzik i in. 2012; Kazuń 2013). Nawłoc późna i kanadyjska kwitnie w okresie sierpień–październik, nawłoc wąskolistna: lipiec–październik

Barszcz Sosnowskiego i barszcz Mantegazziego

Barszcz Sosnowskiego i Mantegazziego zostały sprowadzone z Kaukazu, pierwszy jako roślina paszowa, drugi – jako roślina ozdobna i miododajna (Śliwiński 2009; Dajdok i in. 2015). Stanowiska obu gatunków występują w rozproszeniu na całym obszarze Polski, jednak ich największe zagęszczenie obserwowane jest na obszarach górskich i wyżynnych oraz na pojezierzach (Pergl, Perglová 2006; Kabuce, Priede 2010a). Są roślinami dorastającymi do kilku metrów, o podobnej morfologii i podobnych zdolnościach do ekspansji. Rozprzestrzeniają się za pomocą bardzo licznie wytwarzanych nasion. Cechują się szybkim wzrostem, a ich wielkie liście odcinają dopływ światła innym gatunkom i wypierają je w ten sposób ze zbiorowisk roślinnych. Barszcze występują dość często w sąsiedztwie dawnych Państwowych Gospodarstw Rolnych, w których były uprawiane. Poza tym pojawiają się na odłogach i nieużytkach, porębach, niekoszonych łąkach, a także rozprzestrzeniają się wzdłuż dróg, rzek i strumieni (Pergl, Perglová 2006; Śliwiński 2009; Ciosek i in. 2010). Notowane są w płatach siedlisk przyrodniczych, takich jak łąki świeże 6510, konietlicowe 6520 i wilgotne związku *Calthion*, ziołorośla nadrzeczne 6430 oraz murawy kserotermiczne 6210 (Pergl, Perglová 2006; Śliwiński 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012; Kazuń 2013). Trudności w eliminacji barszczy spowodowane są m.in. tym, że po ścięciu regenerują się łatwo z części podziemnych, a ich nasiona długo utrzymują się w glebie (Pyšek i in. 2007). Ze względu



Rozprzestrzenianie się barszczu Sosnowskiego wzdłuż strumienia w Kotlinie Kłodzkiej (fot. A. Kazuń)



Barszcz Mantegazziego (fot. A. Kazuń)

na silnie parzące właściwości ich soku, podczas prowadzenia zabiegów usuwania barszczy, konieczne jest noszenie pełnej odzieży ochronnej (Nielsen i in. 2005; Sachajdakiewicz, Mędrzycki 2015). Szczególnie w słoneczne dni kontakt z rośliną może powodować poważne oparzenia, ponadto niektóre składniki soku mają właściwości rakotwórcze i mogą szkodliwie oddziaływać na rozwój płodu (Nielsen i in. 2005). Okres kwitnienia barszczy przypada w czerwcu i lipcu.

Łubin trwały

Łubin trwały pochodzi z Ameryki Północnej (Zajac i in. 1998). Podobnie, jak barszcze kaukaskie, występuje obecnie we wszystkich regionach Polski, jednak najliczniej jest spotykany w górach, na wyżynach i na pojezierzach (Zajac, Zajac 2001). Rozprzestrzenia się za pomocą nasion i fragmentów kłączy. Jest powszechnie uprawiany jako roślina ozdobna i z upraw przenika do różnego rodzaju siedlisk otwartych, takich jak przydroża, kamieńce nadrzeczne, miejsca ruderalne i łąki (Fremstad 2010). Spotyka się go także na obszarach leśnych, gdyż wysiewano go masowo na poletkach łowieckich jako bazę pokarmową dla zwierząt kopytnych (Bierieżnoj-Bazille, Werpachowski 2015). Stanowi zagrożenie przede wszystkim dla łąk rajgrasowych 6510 i konietlicowych 6520. Wkracza jednak także w murawy kserotermiczne 6210 i murawy napiaskowe 6120 oraz suche wrzosowiska 4030 (Pawlaczyk 2011; Korzeniak 2010; Korzeniak 2011; Tokarska-Guzik i in. 2012; Kazuń 2013). Kwitnie w okresie: czerwiec–sierpień.



Łąki karpackie zarastające łubinem trwałym (fot. Ł. Krajewski)

Rudbekia naga

Rudbekia naga to gatunek północnoamerykański, od dawna uprawiany w ogrodach jako roślina dekoracyjna (Zajac i in. 1998; Kącki 2009). Rozmnaża się za pomocą nasion i rozłogów podziemnych. Spotykana jest na całym obszarze Polski, jednak najwięcej stanowisk obserwuje się w południowej części kraju, na obszarach wyżynnych i górskich, stąd uznana jest za gatunek regionalnie inwazyjny (Zajac, Zajac 2001; Kącki 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012). Rozprzestrzenianie się rudbekii nagiej ma miejsce z reguły wzdłuż brzegów cieków, gdzie tworzy gęste łany, wypierające rodzimą roślinność nadrzeczną, szczególnie ziołoroślową. Przenika także do lasów łęgowych i na obrzeża łąk, wkracza również na pobocza dróg i miejsca ruderalne (Kącki 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012; Radliński i in. 2015). Notowano ją w płatach cennych siedlisk, takich jak: łąki trzęślicowe 6410, świeże 6510, konietlicowe 6520 (Kazuń 2013). Kwitnie w okresie: lipiec–wrzesień.



Rudbekia naga (fot. Z. Dajdok)



Łąki na Śląsku Opolskim z inwazją rudbekii nagiej (fot. Z. Dajdok)

Szczaw omszony

Szczaw omszony został zawleczony z Europy Wschodniej oraz Zachodniej i Środkowej Azji (Zajac i in. 1998; Węgrzynek i in. 2009). W Polsce rozprzestrzenia się przede wszystkim wzdłuż dolin rzecznych, ale także wzdłuż szlaków drogowych i kolejowych (Tokarska-Guzik 2005). Jest uważany za gatunek inwazyjny regionalnie (Tokarska-Guzik i in. 2012). Obserwuje się go najczęściej w południowo-wschodniej i środkowej części kraju,



Kępy szczawiu omszonego na terenach zalewowych Narwi (fot. A. Kazuń)



Płat łąki selernicowej poprzerastany liśćmi szczawiu omszonego (fot. A. Kazuń).

a jego najliczniejsze stanowiska znajdują się w dolinach Wisły i Bugu oraz ich doływów (Zajac, Zajac 2001). Rozrasta się szybko, wytwarzając nowe osobniki zarówno z licznych nasion, jak i z kłaczy, przy czym koszenie powoduje intensyfikację rozmnażania wegetatywnego (Węgrzynek i in. 2009). Inwazję szczawiu omszonego obserwuje się głównie na obszarach nadrzecznych, na aluwiach, zalewowych łąkach i pastwiskach, a także w miejscach ruderalnych, takich jak przydroża, tereny kolejowe i okolice zabudowań (Tokarska--Guzik 2005). Spośród cennych półnaturalnych siedlisk przyrodniczych na negatywne oddziaływanie tego gatunku narażone są najbardziej łąki selernicowe 6440 i łąki świeże 6510 (Korzeniak 2011; Załuski 2011; Kazuń 2013). Okres kwitnienia: lipiec–wrzesień.

Czeremcha amerykańska

Czeremcha amerykańska to gatunek drzewa, który rozprzestrzenił się w Europie i Polsce z nasadzeń prowadzonych w parkach i ogrodach, a także w lasach iglastych i mieszanych. Formuje gęste zarośla, bardzo konkurencyjne dla rodzimych gatunków, szczególnie w procesie naturalnej regeneracji lasu (Dajdok i in. 2007; Klotz 2007a). Występuje na



Owocująca czeremcha amerykańska. (fot. P. Dzierża)

całym obszarze kraju, z wyjątkiem regionów południowo- i północno-wschodnich (Zajac, Zajac 2001). Rozprzestrzenia się głównie na ubogich glebach piaszczystych, w lasach, nasadzeniach leśnych, zadrzewieniach, a także na terenach otwartych, takich jak niekoszone łąki (Tokarska-Guzik 2005; Klotz 2007a). Czeremcha amerykańska stanowi zagrożenie przede wszystkim dla ekosystemów leśnych, takich jak bory chrobotkowe 91T0, grądy 9160 i 9170, kwaśne dąbrowy 9190 i dąbrowy świetliste 91I0 (Tokarska-Guzik i in. 2012). Wkracza jednak także w płyty muraw szczerotlichowych 2330 i napiaskowych 6120, suchych wrzosowisk 4030 oraz siedlisk łąkowych: łąk trzęślicowych 6410, selernicowych 6440 i świeżych 6510 (Korzeniak 2011; Kulpiński 2011; Michalska-Hejduk 2011; Pawlaczyk 2011; Załuski 2011; Kazuń 2013). Kwitnie: maj–czerwiec.

Róża pomarszczona

Róża pomarszczona jako wschodnioazjatycki gatunek (Zajac i in. 1998) była w Europie powszechnie sadzona jako krzew ozdobny lub dla umocnienia skarp i wydm nadmorskich. Opanowuje przede wszystkim siedliska piaszczyste, wypierając rodzimą roślinność murawową (Essl 2006; Dajdok i in. 2007). Jej dzikie stanowiska występują obecnie w całej Polsce,



Róża pomarszczona (fot. A. Kazuń)



Zbocze wydmy nadmorskiej opanowane przez różę pomarszczoną (fot. Ł. Krajewski)

choć najliczniej są obserwowane w regionach południowo-zachodnich (Zajac, Zajac 2001). Zagroza siedliskom, takim jak nadmorskie wydmy szare 2130, murawy szczotlichowe 2330, lasy mieszane i bory na wydmach 2180, a także murawy kserotermiczne 6210 i napiaskowe 6120 (Tokarska-Guzik i in. 2012; Kazuń 2013). Kwitnie: maj–sierpień.

Rdestowiec sachaliński, rdestowiec ostrokończysty i rdestowiec pośredni

Rdestowce pochodzą z Azji Wschodniej, sprowadzono je do Europy w charakterze roślin ozdobnych (Zajac i in. 1998; Tokarska-Guzik i in. 2009). Są to byliny pokrojem przypominające



Brzeg Nysy łużyckiej zarośnięty rdestowcem ostrokończystym (fot. A. Kazuń)



Zarośla rdestowca sachalińskiego nad Bystrzycą Dusznicką (fot. A. Kazuń)

krzewy. Występują na całym obszarze Polski, mniejsze zagęszczenie stanowisk notuje się jedynie w regionach północno-wschodnich (Zajac, Zajac 2001). Ze względu na swe wyjątkowe zdolności do regeneracji (roślina jest w stanie odrosnąć nawet z kilkugramowego fragmentu kłącza), rdestowce są niezwykle trudne do wytępienia (Tokarska-Guzik i in. 2015). Rozprzestrzeniają się wzdłuż cieków i rowów, dróg, skrajów lasów, opanowują zarośla i nieużytki (Pyšek 2006; Tokarska-Guzik i in. 2009). Na obszarach rolniczych są obserwowane na łąkach wilgotnych i świeżych, m.in. w płatach siedliska 6510 (Pyšek 2006; Korzeniak 2011; Kazuń 2013). Okres kwitnienia: sierpień–październik.

Tawuła kutnerowata

Tawuła kutnerowata to niewielki krzew sprowadzony z Ameryki Północnej jako roślina ozdobna, sadzona w ogrodach, parkach, a także w lasach. Jest gatunkiem inwazyjnym w Polsce południowo-zachodniej i zachodniej. Rozprzestrzenia się przede wszystkim na osuszonych torfowiskach, ale także na przydrożach, porębach, w lasach i na niekoszonych łąkach. Wytwarza duże ilości drobnych nasion, a także liczne rozłogi podziemne, z których wyrastają gęste pędy, pokrywające glebę zwartym dywanem (Kujawa-Pawlaczyk 2009; Dajdok i in. 2011). Tawuła kutnerowata zagraża siedliskom torfowiskowym, takim jak torfowiska przejściowe 7140 i obniżenia na podłożu torfowym 7150 oraz osuszone torfowiska wysokie 7120. Wkracza też na wilgotne wrzosowiska 4010, łąki wilgotne, łąki trzęślicowe 6410 i świeże 6510



Tawuła kutnerowata. (fot. A. Kazuń)



Łan tawuły kutnerowatej w Borach Dolnośląskich. (fot. A. Kazuń)

oraz w bagienne zbiorowiska leśne 91D0 i lasy łęgowe 91E0 (Koczur 2011; Tokarska-Guzik i in. 2012; Dajdok i in. 2015). Pędy tawuły są bardzo łatwopalne, więc jej rozprzestrzenianie się na obszarach leśnych stwarza zagrożenie pożarowe (Dajdok i in. 2011). Okres kwitnienia: czerwiec–sierpień.

Kolczurka klapowana

Kolczurka klapowana to amerykański gatunek pnącza, w Europie chętnie sadzony jako roślina ozdobna. Z upraw rozprzestrzenił się na tereny nadrzeczne, gdzie opanowuje odsłonięte brzegi, szuwały, ziołorośla i skraje lasów. Pojawia się też w parkach i w sąsiedztwie zabudowań (Klotz 2007b; Dajdok, Kącki 2009). Występuje w dolinach rzecznych w całej Polsce, choć najliczniej w części środkowej i południowo-wschodniej (Zajac, Zajac 2001). Tworzy gęste „welony”, oplatające i zagłuszające inne rośliny, wygrywając w ten sposób konkurencję o światło i zasoby pokarmowe (Dajdok i in. 2015). Inwazję kolczurki klapowanej obserwuje się w ziołoroślach nadrzecznych 6430 i lasach łęgowych 91E0 (Dajdok, Kącki 2009). Na obszarach



Kolczurka klapowana (fot. A. Kazuń)



Inwazja kolczurki klapowanej w dolinie Odry (fot. A. Kazuń)

rolniczych wkracza w zbiorowiska szuwarowe (Kazuń 2013), oraz na obrzeża łąk zalewowych. Okres kwitnienia: czerwiec–sierpień.

Robinia akacyjowa

Robinia akacyjowa to północnoamerykański gatunek drzewa uprawiany w Europie jako roślina ozdobna i miododajna. Z racji swych niewielkich wymagań co do podłoża, jest też często



Kwitnąca robinia akacja (fot. Z. Dajdok)



Owocująca robinia akacja (fot. A.Kazuń)

wykorzystywany do rekultywacji terenów zdegradowanych lub utrwalaenia gleb piaszczystych (Başnou 2006; Rahmonov, Parusel 2012). Robinia akacja występuje obecnie licznie w całej Polsce, z wyjątkiem regionów północno-wschodnich (Zajac, Zajac 2001). Ma wyjątkowo duże zdolności rozmnażania wegetatywnego, za pomocą odrośli z korzeni i z pniaków, wskutek czego szybko się rozprzestrzenia i jest bardzo trudna do wyćpienia w miejscu, gdzie raz się pojawiła (Başnou 2006; Danielewicz, Wiatrowska 2014). Ze względu na symbiozę z bakteriami, znacząco wzbogaca glebę w azot, co stanowi duże zagrożenie dla siedlisk wykształconych na podłożu o niskiej żyzności, zwłaszcza muraw kserotermicznych 6210 (Dajdok i in 2015). Jest szeroko rozprzestrzeniona na terenach rekultywowanych, a także na obszarach zurbanizowanych oraz leśnych (Başnou 2006; Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012). Stanowi zagrożenie dla licznych typów siedlisk przyrodniczych: muraw szcztolichowych 2330, zarośli na kamieńcach nadrzecznych 3220, suchych wrzosowisk 4030, muraw napiaskowych 6120 i kserotermicznych 6210, łąk rajgrasowych 6510, urwisk krzemianowych 8220, lasów grądowych 9160 i 9170, kwaśnych dąbrów 9190 i dąbrów ciepłolubnych 9110 (Korzeniak 2011; Pawlaczyk 2011; Tokarska-Guzik i in. 2012; Kazuń 2013). Okres kwitnienia: maj–czerwiec.

3.3.2. Zwalczanie gatunków inwazyjnych

Metody zwalczania gatunków inwazyjnych z jednej strony powinny skutecznie eliminować obce gatunki, a z drugiej nie dopuścić do zniszczenia siedliska. W przypadku wystąpień

gatunków obcych, takich jak np. nawłocie, barszcze kaukaskie, rdestowce poza płacami cennych siedlisk przyrodniczych – przy drogach, na skrajach lasów lub pól, na odłogach – możliwe jest zastosowanie bardziej radykalnych metod, jak wielokrotne koszenie w ciągu roku (Nowak, Kącki 2009; Barańska i in. 2013; Sachajdakiewicz i in 2014; Tokarska-Guzik i in. 2015), głębokie przeorywanie (Krzysztofiak 2009; Sachajdakiewicz i in. 2014), a także połączenie zwalczania chemicznego z mechanicznym usuwaniem roślin (Tokarska-Guzik i in. 2009; Pastwa, Sachajdakiewicz 2015; Tokarska-Guzik i in. 2015).

Użytkowanie rolnicze

Najważniejszym i podstawowym warunkiem zapobiegania i ograniczania inwazji gatunków obcych na użytkach zielonych jest utrzymanie regularnego, corocznego użytkowania rolniczego. Regularne wykaszanie hamuje rozprzestrzenianie się większości inwazyjnych gatunków wieloletnich i dwuletnich oraz eliminuje gatunki jednoroczne, jak kolczurka klapowana i niecierpek gruczołowaty. W przypadku wystąpienia dużej liczebności gatunku inwazyjnego na łące lub w jej sąsiedztwie zasadne jest stosowanie dwóch pokosów rocznie (Weber, Jakobs 2005; Nielsen i in. 2005; Kącki 2009; Nowak, Kącki 2009; Fremstad 2010). Przy czym pierwszy pokos powinien nastąpić przed kwitnieniem gatunków inwazyjnych lub



Najważniejszym warunkiem zapobiegania inwazji gatunków obcych na użytkach zielonych jest regularne użytkowanie rolnicze (fot. A. Kazuń)

w początkowych jego fazach (w większości przypadków najkorzystniejszy termin przypada między połową czerwca a początkiem lipca), a drugi przed ponownym rozwinięciem się kwiatostanów (Fremstad 2010; Kazuń 2013; Sachajdakiewicz i in 2014; Łuczaj 2015). W przypadku łąk opanowanych przez nawłocie, zaleca się dwukrotne koszenie w maju i w sierpniu (Kabuce, Priede 2010b).

Przy użytkowaniu pastwiskowym konieczne jest wykaszanie niedojadów, również w terminie przed kwitnieniem gatunków inwazyjnych. Natomiast wypas powinien być prowadzony zwłaszcza w okresie rozwoju młodych pędów, które są chętniej zjadane przez zwierzęta (Nielsen i in. 2005; Sachajdakiewicz i in 2014). Wypasanie jest rekomendowane jako metoda ograniczania m.in. ekspansji barszczy kaukaskich. Należy wówczas wypasać zwierzęta o ciemnym umaszczeniu, gdyż te o jasnym ulegają oparzeniom (Nielsen i in. 2005). Wypasanie kóz lub owiec skutecznie ogranicza rozwój róży pomarszczonej (Essl 2006). Z kolei gatunki, takie jak szczaw omszony, nawłocie i rdestowce są odporne na zgrzyzanie, ze względu na zdrewniałe łodygi lub intensywną regenerację z części podziemnych (Piesik 2001; Tokarska-Guzik i in. 2009; Podlaska 2010).

Wykopywanie lub wrywanie całych roślin wraz z korzeniami

Bardzo skuteczną metodą, szczególnie w pierwszych fazach inwazji, gdy osobniki występują nielicznie jest wykopywanie lub wrywanie całych roślin wraz z korzeniami. Ponieważ rośliny zwykle odrastają z diaspor pozostałych w glebie lub napływających z otoczenia, trzeba zabieg powtarzać kilkakrotnie w ciągu roku i w następnych latach stale monitorować, czy nie pojawiają się nowe osobniki. Usuwa się w ten sposób, np. łubin trwały, rudbękę nagą, nawłocie, tawułę kutnerową, kolczurkę klapowaną, młode okazy barszczy kaukaskich, a w miarę możliwości też inne gatunki, w tym siewki i młode osobniki drzew i krzewów (Dajdok, Kącki 2009; Kącki 2009; Kujawa-Pawlaczyk 2009; Nowak, Kącki 2009; Fremstad 2010; Sachajdakiewicz i in 2014; Lewczuk, Grygoruk 2015; Namura-Ochalska, Borowa 2015; Tittenbrun, Radliński 2015). Wykopywanie rdestowców jest bardzo trudne i skutkuje jednocześnie zniszczeniem towarzyszącej im roślinności. Dzieje się tak dlatego,

że trzeba wydobyć całą przerośniętą kłęczami ziemię i dokładnie ją przesiać, tak by usunąć wszystkie fragmenty roślin; w przeciwnym razie rdestowce odrosną w jeszcze większej liczbie (Tokarska-Guzik i in. 2009; Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015; Tokarska-Guzik i in. 2015). Usunięte rośliny należy kompostować poza terenami cennymi przyrodniczo lub palić je. Odstłonięta gleba może łatwo ponownie stać się siedliskiem obcych gatunków, dlatego trzeba wprowadzić do niej diaspory roślin rodzimych. Najbardziej zalecane jest pokrycie jej sianem zebranych z okolicznych łąk, na których nie ma gatunków inwazyjnych. Można też wysiać mieszankę gatunków łąkowych lub mieszankę traw rodzimych, takich jak kostrzewa czerwona, kupkówka pospolita, wiechlina łąkowa (Sachajdakiewicz, Mędrzycki 2015).

Karczowanie drzew i krzewów

Karczowanie jest metodą dzięki której usuwa się m.in. czeremchę amerykańską, robinie akacjową i różę pomarszczoną. Ważne jest dokładne pozbycie się zarówno części nadziemnych, jak i podziemnych, a potem eliminacja odrostów oraz nowo pojawiających się siewek (Essl 2006; Namura-Ochalska, Borowa 2015; Tittenbrun, Radliński 2015). Jest to zabieg dość kosztowny i powoduje zniszczenie pokrywy roślinnej w miejscu karczowania oraz w otoczeniu, dlatego na cennych przyrodniczo użytkach zielonych powinien być stosowany z rozwagą.

Wycinka drzew i krzewów

Wycinka drzew i krzewów zapobiega rozsiewaniu się nasion inwazyjnych gatunków, sprzyja jednak powstawaniu licznych odrostów korzeniowych. W celu wyeliminowania ich konieczne jest powtarzanie wycinania kilka razy w roku przez kolejne lata. W przypadku usuwania czeremchy amerykańskiej lub robinii akacjowej, należy ścinać je nie tuż nad ziemią, ale na wysokości 50–80 cm. Odrosty są wtedy mniej liczne, a pniak z czasem ulega rozkładowi (Namura-Ochalska, Borowa 2015; Tittenbrun, Radliński 2015; Barańska i in. 2013).

Podcinanie korzeni

Podcinanie korzeni to metoda zalecana przy zwalczaniu barszczy kaukaskich, powodująca śmierć rośliny. Cięcia dokonuje się ok. 15 cm poniżej gruntu, za pomocą np. ostrego szpadla.

Zabieg należy przeprowadzić 2–3 razy w roku przez kilka sezonów (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007; Sachajdakiewicz i in 2014).

Usuwanie kwiatostanów

Usuwanie kwiatostanów stosuje się przy zwalczaniu barszczy kaukaskich, które jako rośliny dwuletnie po wydaniu owoców zamierają. Metoda polega na obcinaniu baldachów tuż przed rozwinięciem kwiatów, nie wcześniej, gdyż roślina wytworzy wówczas nowe (Sachajdakiewicz i in. 2014). W ten sposób nie dopuszcza się do wydania i rozsiania nasion, co skutecznie ogranicza rozprzestrzenianie się tych roślin, które rozmnażają się tylko generatywnie. Ponieważ nawet po obcięciu kwiatostanów jest możliwe wykształcenie na nich owoców, usunięte baldachy należy spalić (Pyšek i in. 2007). Pozostała po obcięciu kwiatostanów część rośliny, a zwłaszcza jej duże liście, zacienia podłoże, nie dopuszczając do wykiełkowania nowych osobników barszczy z nasion pozostałych w glebie (Nielsen i in. 2005). Jest to metoda dość skuteczna, lecz pracochłonna i stwarza ryzyko poparzenia.

Zwalczanie chemiczne

Przy usuwaniu szczególnie groźnych gatunków, takich jak rdestowce, barszcz Sosnowskiego i barszcz Mantegazziego lub tawuła kutnerowata, może być zasadne zastosowanie herbicydów, np. zawierających glifosat (Nielsen i in. 2005; Tokarska-Guzik i in. 2009; Pawlaczyk, Karaśkiewicz 2009). Środki te wykazują negatywny wpływ również na inne organizmy, w tym rośliny, zwierzęta (np. owady zapylające), a także zdrowie człowieka, dlatego należy je stosować w ostateczności (Sachajdakiewicz i in 2014; Tokarska-Guzik i in. 2015). Zwalczanie chemiczne jest zakazane na obszarach dolin rzecznych i na terenach chronionych, aby nie dopuścić do skażenia wód lub utraty cennych elementów bioróżnorodności. Poza tym w płatach cennych siedlisk przyrodniczych nie można stosować oprysków herbicydowych, gdyż spowodowałyby to zniszczenie całego zbiorowiska roślinnego. Wymagane jest używanie sprzętu umożliwiającego naniesienie środka chemicznego punktowo na roślinę, takiego jak mazacze czy narzędzia do nastrzykiwania, np. aparatura tzw. PASTWA pozwalająca wstrzyknąć środek bezpośrednio

do szyjki korzeniowej. W porównaniu do innych metod zwalczania chemicznego, PASTWA zapewnia większą skuteczność, bezpieczeństwo dla środowiska, a także wydajność pracy, może więc być stosowana także na większych powierzchniach opanowanych przez gatunki inwazyjne (Sachajdakiewicz i in 2014; Pastwa, Sachajdakiewicz 2015; Sachajdakiewicz, Mędrzycki 2015). Po zaschnięciu roślin należy je wykopać i zutylizować, by zapobiec ich regeneracji.

Metody biologiczne

Metody biologiczne polegają na wykorzystaniu tzw. naturalnych wrogów gatunku inwazyjnego, najczęściej patogenów grzybowych lub owadów żerujących na liściach i innych częściach rośliny. Organizmy te najczęściej sprowadzane są z obszaru naturalnego występowania zwalczanej rośliny (Tokarska-Guzik i in. 2012). Znane są metody biologiczne tępienia szczawiu omszonego, z wykorzystaniem owadów żerujących na liściach i kwiatostanach: ziołomirka szczawioiwca, mszycy burakowej i *Apion miniatur*. Powoduje to osłabienie roślin i ograniczenie produkcji nasion Piesik 2001; Piesik 2004. Trwają także badania nad metodami biologicznego zwalczania rdestowców (Shaw i in. 2011). Trudnym aspektem tej metody jest znalezienie właściwego organizmu, który z jednej strony będzie eliminował gatunek inwazyjny, ale z drugiej sam nie stanie się zagrożeniem dla rodzimych gatunków (Tokarska-Guzik i in. 2012).

Zapobieganie wkraczaniu gatunków obcych

Wobec wielkiej szkodliwości gatunków inwazyjnych i ogromnej uciążliwości ich usuwania, powinny być podejmowane wszelkie środki zapobiegające temu zjawisku. Są to przede wszystkim:

- niewprowadzanie obcych gatunków inwazyjnych do ogrodów, nasadzeń i innych upraw;
- niedopuszczanie do niszczenia pokrywy roślinnej na użytkach zielonych (np. przez przeorywanie, bronowanie, rozjeżdżanie, składowanie biomasy na łące) oraz niedopuszczanie do osuszania siedlisk, które wymagają znacznego uwilgotnienia (torfowiska, szuwary, łąki wilgotne, łąki zmiennowilgotne), gdyż gatunki obce najłatwiej wnikają do ekosystemów zaburzonych;
- koszenie lub wypasanie zwierząt na trwałych użytkach zielonych oraz użytkowanie rolnicze gruntów ornych.

3.3.3. Zwalczanie gatunków inwazyjnych na siedliskach włączonych w działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne

Wymogi pakietów 4. i 5. działania rolno-środowiskowo-klimatycznego (Rozporządzenie 2015) stwarzają możliwość podejmowania działań ograniczających występowanie gatunków inwazyjnych, dostosowanych do właściwości poszczególnych siedlisk przyrodniczych. Na gruntach włączonych w DRŚK nie mogą być prowadzone zabiegi sprzeczne z wymogami poszczególnych wariantów, określonymi w rozporządzeniu. Możliwości eliminacji gatunków obcych są dość ograniczone, szczególnie w przypadku wariantów 4.3/5.3, 4.6/5.6 i 4.9, ze względu na obowiązujące w nich wymogi późnych koszeń.

Tabela 4. Zalecenia ograniczające inwazję gatunków obcych na obszarach objętych wariantami służącymi ochronie cennych siedlisk łąkowych, murawowych lub ochronie siedlisk lęgowych ptaków w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym

Wariant	Działania zalecane w przypadku wystąpienia gatunków inwazyjnych
wszystkie warianty	<ul style="list-style-type: none"> - niepozostawianie powierzchni niekoszonych w miejscach, gdzie występują gatunki inwazyjne - niepozostawianie w ogóle powierzchni niekoszonych na działkach nieprzekraczających 1 ha (warianty 4.2/5.2, 4.4/5.4, 4.5/5.5, 4.7, 4.8, 4.10, 4.11.) lub nieprzekraczających 0,5 ha (warianty 4.4, 5.1, 4.3/5.3) - wyrwanie lub wykopywanie okazów gatunków inwazyjnych występujących pojedynczo, lub nieustępujących pod wpływem wykaszania (barszcze kaukaskie, rdestowce, tawuła kutnerowata, szczaw omszony, nawłocie) - glebę odśloniętą po usuwaniu roślin należy pokryć sianem zebranych z sąsiednich terenów niezawierającym gatunków inwazyjnych i ich nasion - w przypadku wystąpienia szczególnie groźnych gatunków (barszcze kaukaskie, rdestowce, tawuła kutnerowata) można zastosować herbicyd sprzętem nanoszącym go punktowo (nie dopuszczalne na terenach chronionych i w dolinach rzecznych)
4.1/5.1. Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe	<ul style="list-style-type: none"> - coroczne wykaszanie w terminie od 15 do 30 czerwca - prowadzenie wypasu po koszeniu, od 1 września, zgodnie z terminem określonym w wymogach wariantów
4.2/5.2. Zalewowe łąki selernicowe i słonorośla, 4.4/5.4. Półnaturalne łąki wilgotne, 4.5/5.5. Półnaturalne łąki świeże 4.7. Ekstensywne użytkowanie na obszarach specjalnej ochrony ptaków 4.8. Ochrona siedlisk lęgowych ptaków: rycyka, kszczyka, krwawodzioba lub czajki 4.10. Ochrona siedlisk lęgowych ptaków: dubelta lub kulika wielkiego	<ul style="list-style-type: none"> - wykonywanie pierwszego koszenia do 20 lipca, zalecane drugie koszenie lub prowadzenie wypasu po koszeniu, zgodnie z terminami określonymi w wymogach poszczególnych wariantów - przy użytkowaniu pastwiskowym (nie dotyczy wariantów 4.4/5.4.), wypasanie zwłaszcza w okresie rozwoju młodych pędów oraz kwitnienia gatunków inwazyjnych i wykaszanie niedojadów przed kwitnieniem tych gatunków lub w początkowym jego okresie, o ile nie jest to sprzeczne z terminami określonymi w wymogach wariantów

Wariant	Działania zalecane w przypadku wystąpienia gatunków inwazyjnych
4.3/5.3. Murawy	<ul style="list-style-type: none"> – preferowane użytkowanie pastwiskowe lub kośno-pastwiskowe, wypasanie zwłaszcza w okresie rozwoju młodych pędów oraz kwitnienia gatunków inwazyjnych – koszenie (w tym wykaszanie niedojadów przy użytkowaniu pastwiskowym) raz w roku, przed kwitnieniem gatunków inwazyjnych lub w początkowym jego okresie, o ile nie jest to sprzeczne z terminami określonymi w wymagach wariantów
4.9. Ochrona siedlisk łągowych ptaków: wodniczki	<ul style="list-style-type: none"> – coroczne koszenie przed kwitnieniem gatunków inwazyjnych lub w początkowym jego okresie, o ile nie jest to sprzeczne z terminami określonymi w wymagach wariantu – pozostawienie jak najmniejszych fragmentów niekoszonych, zgodnych z wymogami wariantu – zalecany wypas, zwłaszcza w okresie rozwoju młodych pędów gatunków inwazyjnych
4.11. Ochrona siedlisk łągowych ptaków: derkacza	<ul style="list-style-type: none"> – coroczne koszenie, zalecany wypas po koszeniu – koszenie przed kwitnieniem gatunków inwazyjnych lub w początkowym jego okresie, o ile nie jest to sprzeczne z terminami określonymi w wymagach wariantu

3.3.4. Podsumowanie

Praktyki rolnicze sprzyjające eliminacji obcych gatunków inwazyjnych na cennych siedliskach łąkowych i murawowych

- zwalczanie gatunków obcych w początkowych stadiach inwazji (pojedyncze osobniki, osobniki młode, siewki drzew i krzewów);
- utrzymanie ekstensywnego wykaszania lub wypasania użytków zielonych;
- coroczne wykonywanie koszeń w terminie przed lub w początkowym okresie kwitnienia gatunków inwazyjnych;
- wielokrotne powtarzanie zabiegów w miarę regenerowania się lub powracania gatunków inwazyjnych;
- pozostawianie powierzchni niekoszonych w miejscach, gdzie nie występują gatunki inwazyjne;
- wykaszanie niedojadów przy użytkowaniu pastwiskowym;
- utylizacja biomasy z usuniętych gatunków inwazyjnych: kompostowanie lub palenie;
- zasiedlanie gleby odstąpionej po usunięciu gatunków obcych przez gatunki rodzime: pokrycie sianem z sąsiednich łąk, ewentualnie wysiew roślin rodzimych;
- nienaruszanie runi łąkowej – zaniechanie przeorywania, bronowania, rozjeżdżania;
- nienaruszanie warunków wodnych łąk wilgotnych, zmiennowilgotnych i torfowisk;
- dobór gatunków do upraw spośród roślin rodzimych lub roślin obcych nie wykazujących tendencji inwazyjnych.

4. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające utrzymaniu dużej różnorodności wybranych grup bezkręgowców

W agrocenozach występuje bardzo bogaty zespół zwierząt bezkręgowych, które pozostają ze sobą w sieci wzajemnych powiązań ekologicznych (Jeanneret i in. 2003; Batáry i in. 2012). Jedną z najliczniej reprezentowanych grup stanowią stawonogi, a wśród nich owady oraz pajęczaki.

Wiele z gatunków owadów i pajęczaków uznaje się za bioindykatory stanu siedlisk i zmian w środowisku (Maelfait, Hendrickx 1998; Celli, Maccagnani 2003; Pearce, Venier 2006; Marcjanek i in. 2014). Zwierzęta te wykorzystywane są w bioindykacji ze względu na ogromne zróżnicowanie preferencji siedliskowych, bogactwo zależności łączących je z innymi organizmami oraz obecność we wszystkich typach środowisk lądowych. Na zmiany w środowisku reagują populacje poszczególnych gatunków oraz całe zgrupowania organizmów. Przekształcając różne typy środowisk w pierwszej kolejności tracimy tzw. specjalistów (ściśle przystosowanych do danego siedliska), którzy przegrywają konkurencję z gatunkami eurytopowymi, czyli takimi, które tolerują szeroki zakres wahań czynników środowiskowych.

Wśród owadów jest także wiele gatunków, które odgrywają niezwykle istotną funkcję w świadczeniu usług ekosystemowych. Należą do nich m.in. owady zapylające rośliny uprawne (np. pszczołowate, motyle) oraz drapieżne owady odżywiające się szkodnikami roślin uprawnych (np. chrząszcze z rodziny biegaczowatych) (Holland 2007; Kremen i in. 2007). W eliminowaniu bezkręgowców uważanych za szkodniki ważną rolę odgrywają również wielożerni drapieżcy, jakimi są pająki (Nyffeler, Sunderland 2003). Niewłaściwy sposób gospodarowania na użytkach rolnych prowadzi do usunięcia wielu ważnych ekologicznie i często pożytecznych dla człowieka organizmów, co skutkuje zaburzeniami funkcjonowania agroekosystemów oraz zmniejszenia różnorodności biologicznej bezkręgowców.

Pająki należą do stawonogów i wraz z kosarzami, roztocami, zaleszczotkami i innymi blisko spokrewnionymi grupami tworzą gromadę pajęczaków. Obecnie na świecie znanych jest

ok. 45 tysięcy gatunków pająków (World Spider Catalog 2016), natomiast w Polsce wykazano dotąd ponad 800 gatunków (Kupryjanowicz 2008; Nentwig i in. 2016).

Większość pająków to zwierzęta o wydłużonym czy cylindrycznym kształcie ciała osiagającym niewielkie rozmiary – od 1 do 10 mm długości (Foelix 1996). Składa się ono z dwóch części – głowotułowia i odwłoka, połączonych łącznikiem. Na głowotułowiu (przedniej części ciała) znajdują się cztery pary odnóży krocnych i dwie pary odnóży gębowych – szczękoczułki zakończone pazurem jadowym oraz nogogłaszczki. Na końcu pazura jadowego znajduje się ujście gruczołu wytwarzającego jad, który służy pająkom do paraliżowania ofiar. W przedniej części głowotułowia znajdują się oczy – u naszych krajowych gatunków w liczbie sześciu lub ośmiu. Pająki posiadają oczy proste, a ich ułożenie, wielkość i budowa anatomiczna związane są z dobową aktywnością czy strategią łowiecką i są ważną cechą diagnostyczną. Generalnie u pająków polujących aktywnie oczy mają doskonalszą, bardziej skomplikowaną budowę (np. skakunowate czy pogońcowate) (Land 1985; Clemente i in. 2010), zaś u gatunków sieciowych czy nocnych wytwarzają one obraz dużo słabszej jakości.

W tylnej części odwłoka pająków zlokalizowane są kądziółki przedne posiadające brodawki, przez które wysnuwana jest przędza. Zdolność do produkcji przędzy oraz wykorzystanie jej na wiele różnych sposobów są cechą wyróżniającą pająki spośród innych bezkręgowców.



Wąłęsak (*Pardosa palustris* L.) polujący aktywnie pająk z rodziny pogońcowatych *Lycosidae* (fot. M. Stańska)

Przędza ta stosowana jest m.in. do konstruowania sieci łownych służących do polowania, do budowy kokonów, oprzędów, kryjówek czy do dyspersji powietrznej, czyli przemieszczania się na niciach tzw. „babiego lata” (Foelix 1996).

Pająki to drapieżniki, w skład ich diety wchodzi przede wszystkim owady (np.: muchówki, pluskwiaki, skoczogonki, prostoskrzydłe), ale również inne stawonogi, w tym także pająki (Pekár i in. 2012). Większość pajaków należy do grupy polifagów odżywiających się szerokim zakresem ofiar. Są jednak wśród nich również gatunki oligofagiczne, których podstawą diety jest pewna grupa organizmów, a jedynie uzupełniają ją ofiarami innego typu (np. *Portia sp.* polująca na inne pająki, ale od czasu do czasu włączająca do swojej diety owady). Niewielką grupę stanowią gatunki stenofagiczne wyspecjalizowane w polowaniu na jeden typ ofiar, np. pająki z rodzaju *Zodarion* polujące na mrówki (Pekár 2004).

Pająki wykształciły różnorodne strategie polowania: chwytanie w sieci łowne, pościg za ofiarą czy czatowanie (Foelix 1996). Sieci łowne mogą mieć różną wielkość i kształt, mogą być charakterystyczne dla danej grupy, np.: sieci promieniste typowe m.in. dla pajaków z rodziny krzyżakowatych i kwadratnikowatych i daje też sieci płachtowate, które budują na przykład pająki z rodziny osnuwikowatych sieci nieregularne spotykane na przykład u przedstawicieli rodziny omatnikowatych czy sieci lejkowate, które rozpinają pająki z rodziny lejkowcowatych.

Pająki jako polifagiczne drapieżniki są bardzo ważną częścią wielu sieci troficznych, a także są istotnym elementem naturalnej ochrony przed szkodnikami roślin uprawnych (Nyffeler, Benz 1987; Nyffeler, Sunderland 2003). Znaczną część diety pajaków występujących w agrocenozach stanowią różne gatunki mszyc, muchówki (np.: ploniarka zbożówka, pryszczarek heski) czy inne owady szkodzące roślinom uprawnym. Dzięki temu pająki przyczyniają się nie tylko do ograniczania ich występowania, ale również zapobiegają gwałtownym wzrostom ich liczebności.

Obecnie pająki skolonizowały prawie wszystkie kontynenty (oprócz Antarktydy) oraz niemal wszystkie środowiska i strefy klimatyczne na Ziemi. Występują przede wszystkim na lądzie, ale obserwować je można również w powietrzu, przemieszczające się na długich niciach przędzy,



Tygrzyk paskowany budujący promieniste sieci łowne ze schwytanym szarańczakiem (fot. Ł. Trębicki)

często na znaczne odległości. Znane są też gatunki bytujące w wodzie, np. topik, a także takie, które sprawnie poruszają się po jej powierzchni (np. pająki z rodzaju *Pirata* czy *Dolomedes*).

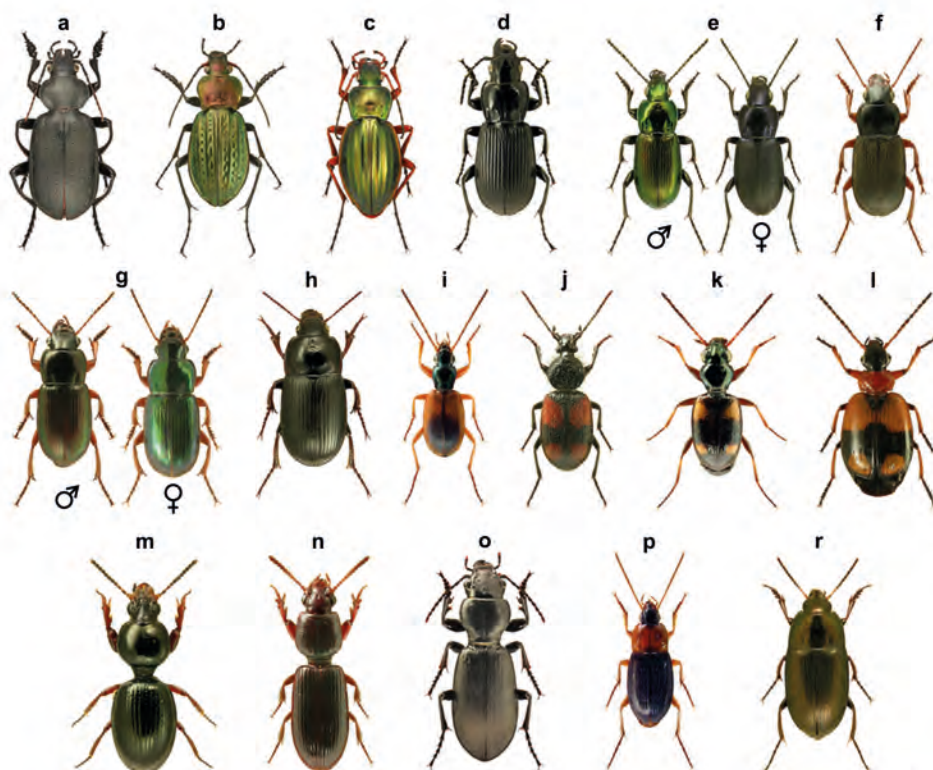
Czynniki wpływające na występowanie pająków w danym środowisku możemy podzielić na dwie grupy: czynniki fizyczne, takie jak temperatura, wilgotność, wiatr, nasłonecznienie oraz czynniki biologiczne, do których należą struktura roślinności, baza pokarmowa, obecność konkurentów i wrogów (Foelix 1996).

Pająki są zwierzętami wykazującymi dużą wrażliwość na różnego rodzaju modyfikacje w środowisku (Platen 1993; Neet 1996). W związku z tym wszelkie zmiany wilgotności czy struktury roślinności znajdują odzwierciedlenie w strukturze dominacji i składzie gatunkowym zgrupowań. Z tego powodu pająki są często wykorzystywane jako bioindykatory zmian w środowisku (Maelfait, Hendrickx 1998; Rypstra i in. 1999; Pearce, Venier 2006; Diehl i in. 2013). Zaburzenia powodowane przez człowieka mogą więc w znaczący sposób wpływać na występowanie pająków i ich różnorodność w siedliskach, zwłaszcza w agrocenozach, gdzie prowadzone są regularnie zabiegi agrotechniczne i pratotechniczne.

Biegaczowate zaliczane są do podrzędu chrząszczy drapieżnych. Ich różnorodność w skali świata ocenia się na 30–40 tysięcy gatunków. W Polsce do tej pory stwierdzono około 520 gatunków biegaczowatych. Z uwagi na poczynione przez człowieka zmiany w środowisku liczne gatunki biegaczowatych w wielu krajach uznawane są za zagrożone wyginięciem. W Polsce ścisłą lub częściową ochroną objęto gatunki z rodzaju tęcznik i niektóre z rodzaju biegacz (Rozporządzenie 2014a)

Zróżnicowanie morfologiczne chrząszczy jest stosunkowo duże. Ciało mają najczęściej wydłużone, nieco eliptyczne, a czasem okrągławe (ryc. 2).

Rozmiary ciała krajowych gatunków zawierają się w przedziale 1,2–40,0 mm. Biegaczowate najczęściej są czarne lub brunatne, nierzadko z metalicznym połyskiem. Wyjątkiem są na przykład



© L. Borowiec

Ryc. 2. Biegaczowate spotykane na polach uprawnych i użytkach zielonych: **a.** *Calosoma auropunctatum* (F.) – przeciętna długość ciała 25 mm, **b.** *Carabus cancellatus* Ill. – 25 mm, **c.** *Carabus auratus* L. – 24 mm, **d.** *Pterostichus melanarius* Ill. – 15 mm, **e.** *Poecilus lepidus* Leske – 12 mm, **f.** *Harpalus rufipes* Deg. – 14 mm, **g.** *Harpalus affinis* (Schrk.) – 11 mm, **h.** *Zabrus tenebrionodes* (Gze.) – 14 mm, **i.** *Anchomenus dorsalis* (Pont.) – 7 mm, **j.** *Panagaeus bipustulatus* (F.) – 7 mm, **k.** *Bembidion quadrimaculatum* (L.) – 3 mm, **l.** *Lebia cruxminor* (L.) – 6 mm, **m.** *Dyschirus globosus* (Herbst) – 2,5 mm, **n.** *Clivina fossor* L. – 6 mm, **o.** *Broscus cephalotes* (L.) – 20 mm, **p.** *Calathus melanocephalus* L. – 7 mm, **r.** *Amara aenea* (Deg.) – 7 mm (fot. L. Borowiec)

wielobarwne gatunki z rodzajów oleśnica, świętek czy *Omophron*. U gatunków z metalicznym połyskiem można zaobserwować dużą zmienność ubarwienia, jak np. u pospolitego biegacza granulowanego, który tworzy formy miedziane, złoto-zielone do prawie czarnych.

Biegaczowate zamieszkują środowiska lądowe na całej kuli ziemskiej. Począwszy od obszarów bagiennych, przez środowiska umiarkowanie wilgotne, aż po suche i pustynne biotopy. Występują one od nizin po piętro alpejskie. Większość gatunków prowadzi naziemny tryb życia. Niektóre biegaczowate zaliczamy do fitofilnych, gdyż żyją na roślinności zielnej lub w koronach drzew, np. drapieżne tęczniki w poszukiwaniu ofiary wspinają się na drzewa, przedstawiciele rodzaju *Dromius* całe życie spędzają w koronach drzew, na krzewach oraz roślinności zielnej. Pewne gatunki żyjące w pobliżu różnego rodzaju wód, potrafią okresowo przebywać w wodzie, np. jajuszek.

Biegaczowate zróżnicowane są również pod względem mobilności. Większość gatunków żyjących na polach uprawnych i użytkach zielonych to owady dobrze latające. Dzięki temu w razie niekorzystnych warunków szybko mogą uciec, a po ustąpieniu zagrożenia ponownie kolonizować teren. Gatunki nielotne (o zredukowanych skrzydłach lub ich braku) żyją głównie w lasach. Ze względu na aktywność dobową wyróżnia się biegaczowate o aktywności nocnej (większość gatunków) oraz dziennej. Zazwyczaj gatunki jaskrawo lub metalicznie ubarwione należą do drugiej grupy. Aktywność sezonowa biegaczowatych związana jest z okresem reprodukcji. W oparciu o obserwacje terenowe oraz szczyt pojawu imagines wyróżniono dwa główne typy aktywności, zwane typami rozwojowymi (Larsson 1939). Do pierwszej grupy zaliczamy tzw. gatunki wiosennego typu rozwojowego (zimują larwy i niedojrzałe pociowo chrząszcze). Drugą grupę stanowią gatunki jesiennego typu rozwojowego (zimują larwy lub jaja).

Biegaczowate żyją na ogół rok, choć część populacji przeżywa i bierze udział w rozrodzie w kolejnym roku. U gatunków z rodzaju tęcznik, biegacz czy pieszek pokolenie może żyć dłużej niż rok (Tischler 1971).

Preferencje pokarmowe biegaczowatych są zróżnicowane. Można tu wydzielić trzy podstawowe grupy: zoofagi, fitofagi i miksofagi (Kryzhanovskij 1983). Drapieźnictwo to pierwotny sposób odżywiania tych chrząszczy. Polują one na różną zdobycz, z którą są w stanie sobie poradzić, czasem odżywiają się padliną. Jedynie u niektórych gatunków stwierdzono specjalizację. Większość przedstawicieli *Cychrus* i *Licinus* odżywia się głównie ślimakami, natomiast imago i larwy tęczników – gąsienicami i poczwarkami motyli (Kryzhanovskij 1983). Gatunki z rodzaju *Notiophilus* polują na skoczogonki (Davies 1959). Wybór ofiary jest uzależniony od wielkości drapieźnika, w związku z czym drobne chrząszcze z rodzajów *Bembidion*, *Tachys*, *Microlestes* i inne odżywiają się głównie jajami i młodszymi stadiami larwalnymi owadów, drobnymi skąposzczetami itp. Miksofagi (hemizoofagi) są grupą o najszerszym spektrum pokarmowym, gdyż w różnych proporcjach odżywiają się pokarmem zwierzęcym i roślinnym. Do tej podgrupy zalicza się część przedstawicieli z rodzajów pospolicie występujących na polach i użytkach zielonych (np.: szykoń, *Poecilus*, dzier czy pieszek). Na przykład u dziera włochatego przeważa pokarm roślinny, jednak zaobserwowano, iż odżywia się też larwami stonki ziemniaczanej. Inny gatunek – skorobiezek pospolity – jako imago zjada niedojrzałe nasiona roślin, zaś jako larwa jest drapieźnikiem. Fitofagów odżywiających się wyłącznie pokarmem roślinnym jest stosunkowo niewiele. W polskiej faunie zgrupowane są one przede wszystkim w rodzajach: łożkaś i *Ophonus*. Do najważniejszych organizmów szkodliwych z gospodarczego punktu widzenia należy łożkaś garbatek, który może pospolicie wystąpić w uprawach (głównie na południu Polski). Larwy odżywiają się liśćmi traw i zbóż, dorosłe chrząszcze wyjadają ziarna z kłosów. Pewne szkody mogą też wyrządzać niektóre gatunki z rodzajów skorobiezek (Luka i in. 1998a) i dzier (Scherney 1959), lecz zwykle poniżej ekonomicznego progu szkodliwości. Są to najczęściej gatunki, które przybyły ze stepowych obszarów Europy w wyniku rozwoju rolnictwa (Tischler 1971). Spośród tej grupy biegaczowatych najpospolitszym gatunkiem jest dzier włochaty. Wyjada on na przykład ziarna zbóż będące w fazie dojrzałości młeczej. Jego szkodliwość nie została w Polsce jeszcze oszacowana, choć na przykład w niektórych krajach uznawany jest za szkodnika truskawek.

Owady z rzędu prostoskrzydłych należą do jednej z najważniejszych grup bezkręgowców terenów otwartych. Są to owady o dosyć dużych rozmiarach ciała, wywierające znaczący wpływ

na siedliska, w których bytują. Na łąkach stanowią ponad 50% masy bezkręgowców i konsumują ok. 3,5% zielonej biomasy produkowanej w ciągu roku (Gardiner i in. 2005). Podczas masowych pojawów są w stanie w krótkim czasie całkowicie skonsumować większą część pokrywy roślinnej, powodując znaczące straty. Mają jednak również korzystny wpływ na agroekosystemy. Stymulują wzrost traw poprzez podgryzanie źdźbeł, a ich odchody są wartościowym nawozem wzbogacającym glebę, przez co przyspieszają obieg materii (Averensky i in. 2010). Wiele gatunków owadów prostoskrzydłych z rodzin *Tettigonidae*, *Gryllidae* i *Gryllotalpidae* to drapieżniki lub polifagi z dużym udziałem pokarmu zwierzęcego (Lupu 2007). Owady prostoskrzydłe stanowią pokarm wielu innych zwierząt. Szczególnie ważne są dla ptaków drapieżnych. We wschodniej Polsce 75% ofiar błotniaka łąkowego (9% masy całego pokarmu) stanowiły owady prostoskrzydłe (Mirski i in. 2009). Jako owady duże i bogate w białko mogą się też stać ważnym składnikiem diety człowieka, jak również zwierząt domowych. Hodowla tych owadów jest bardzo wydajnym, alternatywnym źródłem dużej ilości białka (Das i in. 2012). W naszym kraju występują 82 gatunki owadów prostoskrzydłych, z których większość jest ciepłolubna, a dla wielu przez Polskę przebiega północna granica ich zasięgu (Banaszak i in. 2004). Wraz z ocieplaniem klimatu znaczenie tej grupy owadów będzie rosnąć. Można także oczekiwać zwiększenia się liczby gatunków na terenie Polski. Czynnikiem ograniczającym ten proces może się okazać intensyfikacja produkcji rolniczej, niesprzyjająca różnorodności biologicznej.

Niezwykle istotną grupą bezkręgowców we wszystkich agrocenozach, jak i w naturalnych ekosystemach są owady zapylające. Najpowszechniej znanym na całym świecie przedstawicielem owadów zapylających jest pszczoła miodna. W Polsce, poza nią odnotowano występowanie około 450 gatunków dzikich owadów pszczołowych zaklasyfikowanych do 7 rodzin taksonomicznych. Ogromna większość gatunków owadów pszczołowych to pszczoły samotnice.

W obrębie owadów pszczołowych występujących w Polsce można wyróżnić następujące rodziny:

- lepiarkowate – 41 gatunków,
- smuklikowate – 102 gatunki,



Pszczolinka ruda na kwiatkach berberysu (fot. D. Teper)



Pszczolinka na kwiecie wiśni (fot. D. Teper)

- pszczolinkowate – 90 gatunków,
- spójnicowate – 11 gatunków,
- miesiarkowate – 89 gatunków, a wśród nich ważna gospodarczo murarka ogrodowa oraz ceniony na świecie zapylacz lucerny – miesiarka lucernówka,
- porobnicowate – 84 gatunki.
- pszczołowate – 37 gatunków, należą tu: pszczoła miodna, trzmiele oraz trzmielce – pasożyty gniazdowe trzmieli.



Samica murarki ogrodowej na kwiecie truskawki (fot. D. Teper)



Samica miesiarki lucernówki wycinająca skrawek liścia do budowy gniazda (fot. D. Teper)



Porobnica włośchatka na kwiatach brzoskwini
(fot. D. Teper)



Porobnica włośchatka na kokoryczy (fot. D. Teper)

W wyniku trwającej miliony lat ewolucji powstała ścisła symbioza pomiędzy pszczołami a grupą roślin owadopylnych (entomofilnych). Jej celem jest zapylenie kwiatów, które prowadzi do zapłodnienia, a zapłodnienie jest warunkiem wydania nasion. Rośliny wytworzyły specyficzne przystosowania przywabiające owady. Do tych przystosowań należy wytwarzanie kwiatów wabiących owady nie tylko barwą koron, ale też zapachem oraz wydzielaniem słodkiego nektaru, który stanowi dla owadów źródło bogatego w węglowodany pokarmu oraz produkcją pyłku, będącego wysokobiałkowym pokarmem dla larw. Niektóre gatunki roślin są zapylane przez konkretne grupy bądź gatunki owadów. Takim przykładem jest tojad zapylany głównie przez trzmiele (Dylewska 1996).

Zapylanie kwiatów roślin uprawnych jest jednym z najważniejszych, a jednocześnie najtańszym czynnikiem plonotwórczym. Na świecie około 35% powierzchni zasiewów i 87 głównych roślin uprawnych jest zapylanych przez owady (Klein i in. 2007), a wartość tej usługi ekosystemowej szacuje się, w globalnej skali, na 200 mld dolarów rocznie (Smolis i in. 2014).

Wielkość plonu wielu gatunków roślin jest w większym lub mniejszym stopniu uzależniona od zapylenia kwiatów (ryc. 3), dla niektórych gatunków nawet w ponad 90%. Oznacza to, że bez obecności pszczół uprawa tych roślin byłaby całkowicie nieopłacalna lub niemożliwa. Dla wybranych gatunków zwiększenie plonu, będące efektem zapylenia,



Trzmieł rudy na facelii błękitnej
(fot. D. Teper)



Trzmieł ziemny na koniczynie łąkowej
(fot. D. Teper)



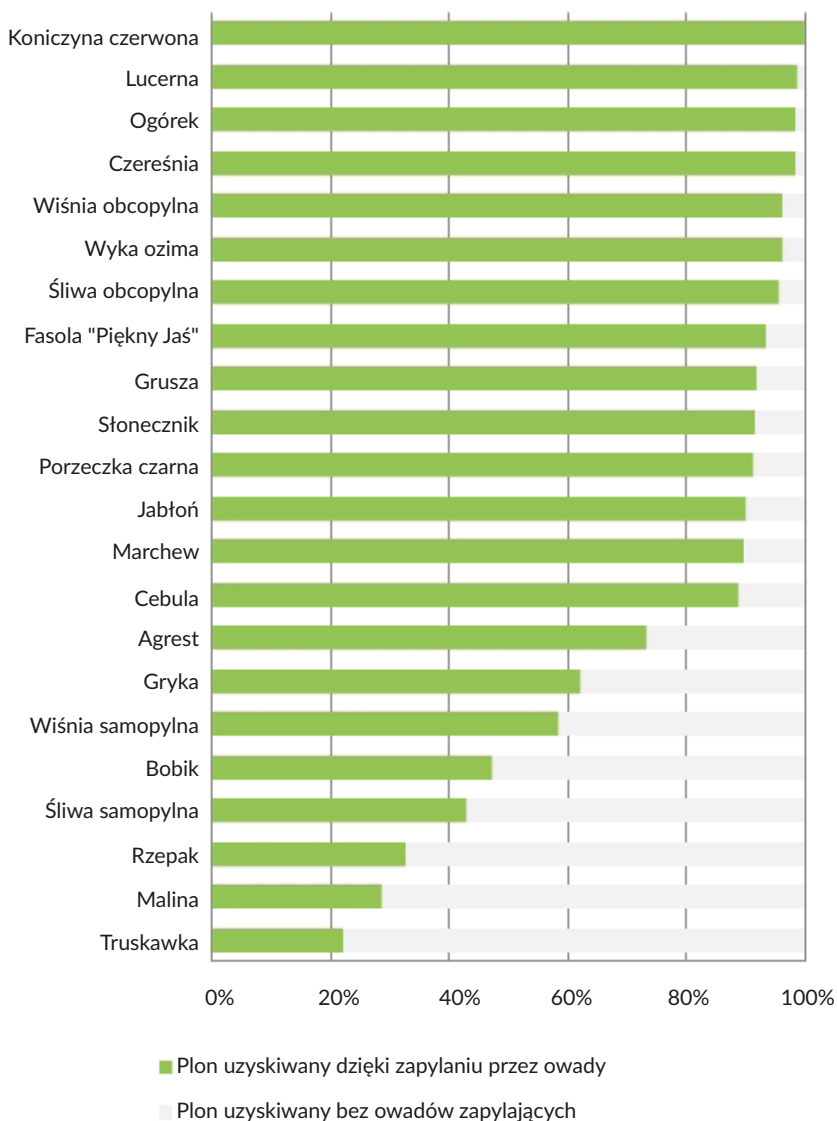
Pszczoła miodna na gryce
(fot. D. Teper)

wynosi ok. 30%. Zapylenie ma również istotny wpływ na jakość plonu. Przy niedostatecznym zapyleniu kwiatów truskawek i malin uzyskujemy owoce zniekształcone i małe, które mogą być sprzedawane wyłącznie jako tani surowiec dla przemysłu przetwórczego, a nie atrakcyjne owoce deserowe uzyskujące wielokrotnie wyższe ceny.

W warunkach klimatycznych Polski głównym owadem zapyłającym jest pszczoła miodna. Zapyła ona ponad 90% kwiatów owadopylnych roślin. Jednak bardzo ważną rolę odgrywają także dzikie owady pszczołowate. Na entomofilnych uprawach są istotnym uzupełnieniem występowania pszczoły miodnej.

Według Kędziory i Karga (2010) na zmniejszanie się różnorodności gatunkowej mają wpływ takie czynniki jak: przekształcanie siedlisk, zmiany klimatu, gatunki inwazyjne, nadmierna eksploatacja środowiska i zanieczyszczenia. Czynniki te rzadko występują pojedynczo, a ich łączne działanie wpływa na bardzo szybkie i głębokie zmiany, których odwrócenie jest bardzo trudne, kosztowne, a często niemożliwe.

Ochrona różnorodności gatunkowej owadów zapyłających ma ścisły związek z utrzymaniem różnorodności ich roślin pożytkowych. Na obszarach, gdzie nie występuje roślinność pożytkowa nie ma również pszczół. Ta zależność obowiązuje również w drugą stronę.



Ryc. 3. Wpływ owadów zapylających na plonowanie roślin.

W przypadku, gdy na dużym terenie zginą owady pszczołowate, np. wyniku zatrucia środkami ochrony roślin, owadopylna roślinność jednoroczna prawdopodobnie nie wyda nasion w tym roku, czego skutkiem będzie brak tych roślin w kolejnym sezonie wegetacyjnym.

Pszczoła miodna jeszcze kilkadziesiąt lat temu tworzyła dzikie kolonie zasiedlające głównie dziuple drzew. W wyniku zawleczenia do Polski, na początku lat 80., pasożyta *Varroa destructor* Anderson & Trueman i jego błyskawicznej ekspansji na całość populacji pszczoły miodnej, okazało się, że egzystencja rodzin pszczelich przestała być możliwa bez chemicznego zwalczania

tego pasożyta. W wyniku tego, w krótkim czasie, z powodu inwazji tego pasożyta, naturalne kolonie pszczoł miodnych wyginęły całkowicie.

Również dzikie pszczoły samotnice w przeszłości miały o wiele bardziej korzystne warunki egzystowania. Były one nierozdzielnie związane z zabudowaniami gospodarskimi, gdzie znajdowały się liczne miejsca do zakładania kolonii. Owady chętnie budowały gniazda w przestrzeniach między źdźbłami słomy w strzechach, w szczelinach lub otworach po szkodnikach w drewnianych ścianach budynków lub w glinianych spoinach murów. Okolice zabudowań gospodarskich obfitowały wówczas w wiele gatunków roślin pożytkowych uprawianych w ogrodach przydomowych, a także w bogatą florę roślinności ruderalnej, która nie była tak intensywnie zwalczana jak obecnie.

Z powodu niedostatków dzikich owadów zapylających w naturze, zbyt małej liczby rodzin pszczoły miodnej (w Polsce jest około 1,3 mln rodzin pszczelich, a według szacunków powinno być około 2,5 mln) oraz niewielkiego zakresu wynajmu pszczoł miodnych do zapylania roślin uprawnych, plantatorzy coraz częściej wykorzystują alternatywne owady zapylające, jak trzmiele i murarkę ogrodową. O ile całość hodowanej w Polsce populacji murarki ogrodowej opiera się na materiale pozyskanym z natury w kraju, to ponad 90% rodzin trzmieli, wykorzystywanych w uprawie pod osłonami i na plantacjach roślin sadowniczych, pochodzi z importu. Większość rodzin trzmieli oferowanych na naszym rynku należy do gatunku trzmiel ziemny. Niemal każda z wykorzystanych do zapylania rodzin, pod koniec swojego rozwoju, wydaje osobniki reprodukcyjne, czyli samce, które poszukują młodych matek w celu ich zapłodnienia, oraz młode matki, które po zapłodnieniu poszukują bezpiecznych miejsc do przezimowania. Największe obawy wśród ekologów budzą dwa skutki importu rodzin trzmieli. Jeden z nich to zawleczenie chorób i pasożytów z innych rejonów świata, co zostało już potwierdzone w badaniach (Rożej i in. 2008), a drugi to potencjalne ryzyko obniżenia mrozoodporności rodzimych populacji trzmieli w wyniku zapłodnienia matek trzmieli występujących w naturze przez samce pochodzące z importowanych kolonii. Potomstwo powstałe w wyniku takiego krzyżowania może być mniej odporne na długą hibernację trwającą w naszym klimacie nawet 9 miesięcy.

Motyle dzienne to grupa owadów obejmująca dwie nadrodziny – *Papilionoidea* i *Hesperioidea*, charakteryzujące się czułkami w kształcie buławek, szerokimi skrzydłami składanymi pionowo nad grzbietem w trakcie spoczynku oraz dziennym trybem życia. Wymienione cechy odróżniają motyle dzienne od nocnych, wraz z którymi tworzą rząd motyli. Motyle dzienne w naszym kraju są reprezentowane przez 163 gatunki. Chociaż ogólna liczba gatunków motyli dziennych wydaje się być pokaźna, stanowi tylko część, bo zaledwie około 5%, wszystkich gatunków motyli występujących w Polsce (Buszko, Masłowski 2008). Przeważająca motyli to gatunki nocne, potocznie nazywane ćmami. Zanim motyl przepoczwarzy się w dobrze nam znaną postać latającą (dorosłą), żyje przez pewien czas jako gąsienica. Postaci larwalne u większości gatunków motyli są roślinożercami, które żerują aktywnie. Roślinami żywicielskimi dla gąsienic motyli są rośliny zielne, trawy, krzewy, drzewa, a także rośliny uprawne. Gąsienice żerują na ściśle określonych dla siebie grupach roślin, a w wielu przypadkach konkretne gatunki motyli żywią się tylko jednym gatunkiem rośliny. Motyle zaliczają się do grupy owadów zapylających. Wśród nich motyle nocne odgrywają dużo większą rolę w przenoszeniu ziaren pyłku między kwiatami, ponieważ większość motyli dziennych tylko wypija nektar kwiatowy, a kwiaty odwiedza sporadycznie (Sielezniew, Dziekańska 2010). Motyle przystosowały się do życia w różnych miejscach. Można je spotkać począwszy od nizin, poprzez pogórze, aż do wysokich partii gór powyżej 2000 m n.p.m. Zamieszkują różne siedliska, takie jak: suche nieużytki, wypasane murawy, łąki wilgotne, torowiska czy bagna. Przeważnie każdy gatunek motyla związany jest tylko z jednym typem wymienionych siedlisk (Warecki 2010).

Ze względu na zależność od miejsca występowania oraz dostępności roślin żywicielskich motyle są grupą owadów bardzo czułą na wszelkie zmiany środowiska. Do największych zagrożeń polskiej lepidopterofauny należy przekształcanie łąk na grunty orne. Negatywnie na motyle wpływa także przenawożenie gleb, stosowanie pestycydów oraz nadmierny wypas. Scalanie pól powoduje likwidację nieużytków, miedz, zadrzewień, obniżenie terenu, czyli miejsc, które są ostojami dla lokalnych motyli. Rezygnacja z wypasu lub koszenia na glebach słabych i terenach trudnodostępnych (podmokłych) ma również negatywny wpływ na motyle. Powoduje ona uruchomienie sukcesji, a także wkraczanie roślin inwazyjnych,

takich jak nawłóć. Melioracje na terenach podmokłych (np. torfowiskach) zaburzają przebieg zjawisk hydrologicznych. W konsekwencji z siedlisk tych ustępują rośliny żywicielskie szeregu europejskich motyli dziennych (Smolis i in. 2014).

4.1. Dobre praktyki rolnicze na gruntach ornych

4.1.1. Pająki

Pająki stanowią ważną grupę drapieżników kontrolujących liczebność stawonogów na gruntach ornych, a wśród nich wielu szkodników roślin uprawnych. Ze względu na strategię polowania i miejsce występowania w siedlisku wyróżniamy trzy podstawowe grupy aktywnie polujące: pająki naziemne, aktywnie polujące pająki naroślinne oraz pająki sieciowe (Marc i in. 1999; Nyffeler, Sunderland 2003; Chatterjee i in. 2009). Potencjalnym pokarmem pajaków naziemnych są głównie skoczogonki, muchówki krótkoczułkie, chrząszcze, mrówki należące do błonkówek, pająki oraz pluskwiaki. Natomiast najbardziej dostępne dla aktywnie polujących pajaków naroślinnych są muchówki, chrząszcze, pająki, skoczogonki oraz pasożytnicze błonkówki. Z kolei do potencjalnych ofiar pajaków sieciowych wyławianych z powietrza zaliczane są muchówki długoczułkie, mszyce i skoczki, pasożytnicze błonkówki, chrząszcze i w znacznie mniejszym stopniu skoczogonki i pająki. Badania prowadzone w Europie wykazują, że pająki żywią się głównie najliczniej występującymi owadami – mszycami i skoczkami, muchówkami i chrząszczami, w tym organizmami szkodliwymi dla roślin uprawnych (Nentwig 1987). Ponadto stwierdzono, że na polach uprawnych w USA do grupy najliczniejszych ofiar należą także pluskwiaki różnoskrzydłe, odnotowano również dość duży udział w ich pokarmie motyli (*Lepidoptera*). Pluskwiaki różnoskrzydłe wydzielają substancje o intensywnym, nieprzyjemnym zapachu i smaku, których zadaniem jest odstraszenie potencjalnych drapieżników, dlatego dawniej uważano, że nie stanowią pokarmu pajaków (Foelix 1996). W sieci łowne dużych pajaków wpadają także szkodliwe owady niewielkich rozmiarów, takie jak wciornastki, niewielkie muchówki i mszyce. Owady te są zjadane przez pająki razem z siecią przy jej rekonstrukcji (Nentwig 1987). Pająki aktywnie polujące mogą także żywić się mniej ruchliwymi stadiami larwalnymi chrząszczy, motyli i muchówek (Nyffeler, Sunderland 2003).

Laboratoryjne techniki badawcze, takie jak badania izotopowe ciał pająków umożliwiają zidentyfikowanie grup ich ofiar oraz określenie roli pająków w ograniczaniu liczebności owadów, a także samych pająków (Oelbermann, Scheu 2002; Rickers i in. 2006; Haubert i in. 2009). Natomiast precyzyjne badania genetyczne pozwoliły potwierdzić rolę pająków w ograniczaniu liczebności pluskwiaków z rodziny tasznikowatych – szkodników upraw ryżu w Japonii (Kobayashi i in. 2011). Z kolei badania biochemiczne pokarmu potwierdziły także ogromne znaczenie pająków naziemnych: osnuwikowatych, rodzaju *Pardosa* z pogońcowatych oraz *Pachygnatha* z kwadratnikowatych w kontroli liczebności mszyc w zbożach (Nyffeler, Sunderland 2003; Harwood i in. 2004; Harwood i in. 2005; Kuusk i in. 2008). W Europie były to: mszyca różanotrawowa, mszyca czeremchowo-zbożowa oraz mszyca zbożowa (Alderweireldt 1994; Nyffeler, Sunderland 2003). Ponadto wykazano, że drugą grupą owadów po mszycach, których liczebność jest znacznie zredukowana przez pająki, są szkodliwe muchówki: ploniarka zbożówka z niezmiarkowatych oraz z pryszczarkowatych – pryszczarek heski, pryszczarek pszeniczny oraz paciornica pszeniczanka.

W zależności od intensywności gospodarowania rolniczego, pająki mogą osiągać duże liczebności na polach. W Europie zagęszczenie pająków w roślinach uprawnych na gruntach ornych wynosiło średnio 90 osobników na metr kwadratowy, a maksymalnie 600 osobników na metr kwadratowy. Liczba mszyc zjadanych przez pająki naziemne kształtuje się od 20 do 30 dziennie na metr kwadratowy, co może ograniczać liczbę tych szkodników, szczególnie w okresie ich największej liczebności, nawet do 50%. Znacznie mniejsze zagęszczenie pająków, średnio tylko 2 osobniki na metr kwadratowy, a maksymalnie 10, odnotowano w południowych stanach USA, gdzie dominują intensywne plantacje wielkoobszarowe (Nyffeler, Sunderland 2003).

Sztuczne zasiedlanie plantacji roślin uprawnych pająkami nie jest rozpowszechnione, ponieważ hodowla tych drapieżników jest trudna i kosztowna, ze względu na występujący u nich kanibalizm. Jednak znane są przykłady wykorzystania pająków przeciw szkodnikom na polach ryżowych w Japonii i w szklarniowej uprawie papryki na Węgrzech (Łuczak 1979; Zrubecz i in. 2008). Pomimo tego, że pająki są drapieżnikami polifagicznymi, stanowią jednak ważny element naturalnej ochrony roślin uprawnych wraz z drapieżnymi chrząszczami i pasożytniczymi

błonkówkami (Łuczak 1979; Nyffeler, Sunderland 2003). Szczególnie duże znaczenie w ograniczaniu liczebności szkodliwych owadów odgrywają na początku sezonu wegetacyjnego, przed pojawieniem się zespołu drapieżnych owadów (Birkhofer i in. 2008).

Grunty orne należą do siedlisk o najbardziej zmiennych warunkach w porównaniu z innymi agrocenozami, co utrudnia bytowanie na nich wielu organizmom. Coroczne zbiory, uprawa roli, nawożenie, stosowanie środków ochrony roślin, prowadzą do przerywania cyklu życiowego wielu organizmów (Nyffeler, Sunderland 2003). W Europie pająki występujące na gruntach ornym należą w większości do gatunków terenów otwartych, muraw i łąk, obrzeży wód, w mniejszym stopniu terenów torfowiskowych, czy zarośli i



Najliczniejsze w zbożach naziemne pająki z rodziny osnuwikowatych – *Oedothorax apicatus* (Bl.); Na zdjęciu po lewej – samica, po prawej – samiec (fot. Jørgen Lissner, www.jorgencilissner.dk)



Dominujący w zbożach pająk naziemny z rodziny pogońcowatych – *Pardosa agrestis* (Westr.), samica (fot. J. Kupryjanowicz)



Najliczniejszy na użytkach rolnych pająk z rodziny kwadratnikowatych – *Pachygnatha degeeri* (Sund.) (fot. J. Kupryjanowicz)

lasów (Łuczak 1979; Hänggi i in. 1995). Wśród nich można wyróżnić grupę agrobiontów, które osiągają największe liczebności na polach uprawnych. Charakteryzują się one możliwością szybkiej ucieczki, ukrycia się w stałych refugiach i rekolonizacji obszaru uprawy, a także zsynchronizowanym z okresowymi zaburzeniami czasie reprodukcji (Wissinger 1997; Samu, Szinetár 2002). Do najliczniejszych rodzin pajaków występujących na gruntach ornych w Polsce należą osnuwikowate, pogońcowate, krzyżakowate, kwadratnikowate i omatnikowate (Łuczak 1979; Topa i in. 2011; Topa i in. 2014). Do pajaków sieciowych należą krzyżakowate, omatnikowate, kwadratnikowate i osnuwikowate. Jednakże na polach uprawnych najliczniejszy przedstawiciel osnuwikowatych – agrobiont *Oedothorax apicatus* (Bl.) – nie buduje sieci tylko jest aktywnym łowcą na powierzchni ziemi. Podobne zachowanie wykazuje *Pachygnatha degeeri* (Sund.) najliczniejszy przedstawiciel rodziny kwadratnikowatych na użytkach rolnych (Foelix 1996; Eichenberger i in. 2009). Osnuwikowate zarówno sieciowe, jak i aktywnie polujące stanowią nawet 90% liczebności całych zgrupowań pajaków gruntów ornych w Europie. Duży udział w zgrupowaniu mają także inni przedstawiciele rodzaju *Oedothorax* oraz *Erigone atra* (Bl.), *Erigone dentipalpis* (Wid.) i *Tenuiphantes tenuis* (Bl.) Te gatunki osnuwikowatych osiągają jednak większy udział w zgrupowaniach pajaków na łąkach i nieużytkach (Łuczak 1979; Nyffeler, Sunderland 2003; Schmidt, Tschardtke 2005). Rodzina pogońcowatych obejmuje pajaki aktywnie polujące na powierzchni ziemi, a ich najliczniejszym reprezentantem na polach uprawnych jest kolejny agrobiont – *Pardosa agrestis* (Westr.).

Pajaki należą do bardzo mobilnych organizmów rozprzestrzeniających się drogą powietrzną lub lądową. Osobniki niewielkich rozmiarów (około 3 mm) z rodziny osnuwikowatych, jak i młode z innych rodzin, mają zdolność przemieszczania się drogą powietrzną dzięki wysnuwanym niciom nośnym. Większe pajaki (około 5 mm), tak jak przedstawiciele rodziny pogońcowatych, mają zdolność szybkiego przemieszczania się po powierzchni gleby (Roberts 1993; Foelix 1996; Kupryjanowicz 2008).

Liczebność, różnorodność gatunkowa i funkcjonalna pajaków pól uprawnych zależy od wielu czynników. Do najważniejszych należą: położenie geograficzne, rodzaj uprawianej rośliny,

intensywność uprawy oraz różnorodność i wielkość obszaru otaczających siedlisk, w tym szczególnie siedlisk półnaturalnych i naturalnych (Łuczak 1979; Marshall 2002; Schmidt i in. 2005; Hendrickx i in. 2007; Oleszczuk i in. 2010; Pekár 2012; Lüscher i in. 2014).

Pająki na gruntach ornych osiągają duże liczebności. Jednakże w przypadku intensywnej uprawy liczebności te są znacznie mniejsze, nawet o 75% w stosunku do wieloletnich siedlisk trawiastych, z kolei liczba gatunków może być mniejsza o 46% (Nyffeler, Sunderland 2003; Wolak 2004; Schmidt, Tschardtke 2005). Im większa liczebność pajaków, tym większa różnorodność genetyczna populacji poszczególnych gatunków, świadcząca o ich stabilności i odporności na czynniki środowiskowe oraz chorobotwórcze. Skład gatunkowy zgrupowań pajaków gruntów ornych zależy przede wszystkim od położenia geograficznego (Lüscher i in. 2014). Zgrupowania te składają się głównie z gatunków pospolitych i szeroko rozprzestrzenionych, a sporadycznie odnotowywane są gatunki rzadkie (Łuczak 1979; Nyffeler, Sunderland 2003; Wolak 2004). Stąd różnorodność gatunkowa i funkcjonalna pajaków jest tu mniejsza niż w siedliskach półnaturalnych i naturalnych (Schmidt, Tschardtke 2005; Lüscher i in. 2014).

Im większa różnorodność funkcjonalna zgrupowań pajaków wyrażająca się różnymi strategiami polowania, tym skuteczniejsze oddziaływanie na szkodniki roślin uprawnych. Badania prowadzone na plantacjach ryżu wykazały ograniczający wpływ pajaków sieciowych i aktywnie



Nici nośne pajaków, tzw. babie lato, służą do dyspersji powietrznej. Na zdjęciu po lewej – nici młodych pogońców, po prawej – nici tworzące platformę i startujące z niej do „lotu” dorosłe osnuwikowate z rodzaju *Erigone* (fot. I. Hajdamowicz)



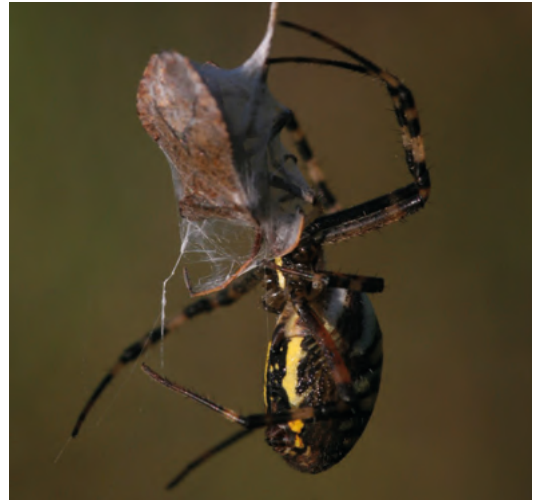
Samica pająka z rodziny pogońców przemieszczająca się po powierzchni ziemi razem z przyczepionym do kądziółek przędnym kokonem jajowym (fot. J. Kupryjanowicz)

polujących na szkodliwe pluskwiaki różnoskrzydłe z tasznikowatych. Łączne oddziaływanie obu grup pająków dawało większy efekt niż każdej z grup oddzielnie (Kobayashi i in. 2011).

Największym bezpośrednim zagrożeniem dla pająków na gruntach ornych jest stosowanie chemicznych środków ochrony roślin (Łuczak 1979; Łuczak 1980; Mansour 1987; Pekár 2012). Substancje te oprócz ograniczania liczebności organizmów szkodliwych, wpływają także na ich naturalnych wrogów. Do najgroźniejszych dla pająków pestycydów należą insektycydy – środki owadobójcze. W badaniach laboratoryjnych (Mansour i in. 1992) wykazano, że po zastosowaniu nieselektywnych insektycydów (Dursban – chlorpyrifos, Smash – fenpropatrin, Dimecron – fosfamidon) oraz dwóch wybiórczych pyretroidów (Aqumatrín – fenwalerat, Talstar – bifentryna) śmiertelność niesieciowych, naroślinnych pająków *Cheiracanthium mildei* (C. L. K.) wyniosła 100%. W przypadku zastosowania innych wybiórczych pyretroidów (Cymbush – cypermetryna, Mavrik – fluwalinat) śmiertelność tych pająków osiągnęła około 70%. Natomiast zastosowanie środków grzybobójczych – fungicydów (Zidan – zineb, Bayleton – tradimefon, Merpan – kaptan, siarka) powodowało śmierć 10–40% osobników. Środki chwastobójcze – herbicydy (Hyvar X – bromacil, Atranex – atrazyna, Roundup – glifosaf) wywołały śmierć u 20–25% osobników *Cheiracanthium*. Toksyczność środków roztoczobójczych była zróżnicowana. Benzilan (chlorobenzyl) i Neoron (bromopropyl) wywołały śmierć u 15% osobników, siarka i Smash (fenpropatrin) u 40–70%, a Dimecron (fosfamidon) uśmiercił wszystkie pająki. Z kolei w badaniach nad wpływem wybranych pestycydów na rodzaj *Pardosa* i *Erigone* stwierdzono dużą śmiertelność pająków, od 70 do 100%, po zastosowaniu zakazanego obecnie insektycydu – endosulfanu. Poszczególne pestycydy mogą oddziaływać z odmienną intensywnością na różne taksony pająków. Rodzaje *Pardosa* i *Erigone*, a szczególnie ten ostatni, były bardziej odporne na fenwalerat niż *Cheiracanthium*, ponieważ od 5 do nawet 40% osobników przeżywało eksperyment. Działanie fungicydu – pyrazofosu nie powodowało ich śmierci. Pająki aktywnie polujące okazały się bardziej wrażliwe na pestycydy, ze względu na swoją strategię życiową powodującą ich częstszy kontakt z substancjami toksycznymi (Mansour 1987; Mansour i in. 1992).



Liczny w zbożach i na łąkach kołyśnik wielobarwny z rodziny krzyżakowatych. (fot. Ł. Trębicki)



Tygrzyk paskowany z rodziny krzyżakowatych owijający przędzą złapaną w sieć ofiarę – pluskwiaka różnoskrzydłego. (fot. J. Kupryjanowicz)

Środki ochrony roślin, poza efektem śmiertelnym, mają także najczęściej niekorzystny wpływ na zachowanie pająków i funkcjonowanie sieci troficznych, przez zmianę siedliska lub bezpośrednie działanie pestycydu na organizm. Stwierdzono, że herbicydy takie jak glifosat, eliminując chwasty, modyfikują zachowania łowieckie pogońcowatych, ułatwiając chwytanie ofiar większym gatunkom pająków, a utrudniając gatunkom o mniejszych rozmiarach ciała (Rittman i in. 2013). Natomiast nieselektywny insektycyd malation, oprócz znacznego obniżenia liczebności pająków z rodzaju *Oxyopes*, wpłynął również na spadek sprawności poruszania się skokami, utrudniając zdobycie pożywienia. Bifentryna (pyretroid) powodowała zwiększenie czasu poświęcanego na czyszczenie ciała, a insektycyd karbaryl nieoczekiwanie zwiększył łowność u tych pająków. Substancje te miały też wpływ na podejmowanie i skrócenie czasu zalotów u samców *Oxyopes*, ograniczając ich sukces rozrodczy (Hanna, Hanna 2013; Hanna, Hanna 2014).

Środki ochrony roślin stosowane na różnych roślinach uprawnych, powodowały zmniejszenie liczebności pająków (Mansour 1987; Fountain i in. 2007). Jednakże wyniki dla poszczególnych substancji uzyskane w eksperymentach polowych nie były zbieżne z wynikami laboratoryjnymi (Mansour 1987). W polu pająki miały szansę na ucieczkę lub ukrycie się przed niebezpiecznymi substancjami. Wykazano też, że pająki są zdolne do unikania świeżych pozostałości pestycydów, chociaż nie rozpoznają ich wysuszonych resztek (Pekár 2012).

Ważnych danych dostarczyły badania w sadach. Zaobserwowano, że opryski insektycydami spowodowały spadek liczebności mszyc oraz ich naturalnych wrogów – pająków. Jednakże owady szkodliwe skolonizowały powtórnie rośliny sadownicze znacznie wcześniej niż pająki, które nie mają możliwości tak szybkiej dyspersji jak owady latające (Olszak i in. 1992).

W celu ochrony pająków postuluje się zaniechanie lub ograniczenie stosowania syntetycznych środków ochrony roślin na gruntach ornych, szczególnie niebezpiecznych, nieselektywnych insektycydów.

Badania prowadzone na obrzeżach pól obsianych zbożami i w ich centrum wskazują, że strefy brzegowe pól cechuje większa liczebność i różnorodność pająków (Clough i in. 2005). Dane te sugerują, że utrzymanie dużej mozaiki pól z rozbudowaną siecią miedz może sprzyjać zwiększaniu liczebności i różnorodności pająków oraz innych organizmów pożytecznych.

Naruszenie struktury gleby przy zabiegach agrotechnicznych wpływa na liczebność organizmów epigeicznych. Stosowanie uprawy uproszczonej (bezorkowej) powoduje wzrost liczebności pająków (Twardowski 2010), dlatego zalecane jest jej stosowanie.

Przeprowadzona szeroka analiza badań dotyczących wpływu rolnictwa ekologicznego na bioróżnorodność wykazała, że w większości przypadków, użytkowanie takie zwiększa liczebność organizmów zwierzęcych średnio o 50%, a bogactwo gatunkowe o 30%. Jednakże efekt ten zależał od grupy organizmów i struktury otaczającego krajobrazu. W badaniach stwierdzono większą liczebność i bogactwo gatunkowe naturalnych wrogów szkodników na polach ekologicznych niż na intensywnych powierzchniach konwencjonalnych w uproszczonym krajobrazie (Bengtsson i in. 2005). W przypadku pająków zaobserwowano, że w ekologicznie uprawianych zbożach ich zagęszczenie było 62% większe niż na polach konwencjonalnych. Jednak bogactwo gatunkowe pająków w tych dwóch systemach rolniczych nie różniło się istotnie lub nawet było większe w uprawach konwencjonalnych. Warto jednak podkreślić, że wiele badanych pól konwencjonalnych prowadzono mniej intensywnie, bez stosowania insektycydów i fungicydów, ale z użyciem herbicydów (Pfiffner, Luka 2003; Schmidt i in. 2005; Clough i in. 2007).

Stwierdzono, że liczba gatunków pająków w porównywanych systemach była związana przede wszystkim ze strukturą krajobrazu i udziałem siedlisk leżących poza gruntami ornymi (Pfiffner, Luka 2003; Clough i in. 2005; Schmidt i in. 2005; Öberg i in. 2007). Siedliska te stanowią schronienie i miejsce zimowania organizmów, mają także ogromne znaczenie w wiosennej kolonizacji oraz rekolonizacji pól uprawnych przez owady i pająki (Pfiffner, Luka 2000; Wolak, Karg 2002; Kajak, Oleszczuk 2004; Öberg i in. 2008). Również większe zróżnicowanie zasiewów na gruntach ornym wspiera występowanie pająków, ze względu na odmienną strukturę roślin jednoliściennych (np. zboża, kukurydza) i dwuliściennych (ziemniak, rzepak) oraz inne terminy zbiorów roślin uprawnych.

Wyniki wielu badań krajowych i zagranicznych potwierdzają pozytywny wpływ siedlisk marginalnych na różnorodność i liczebność pająków, w tym gatunków rzadkich, a także innych grup organizmów (Wolak 2001; Wolak 2002; Wolak 2004; Kajak, Oleszczuk 2004; Oleszczuk 2010; Marshall 2002; Pfister i in. 2015). W innych badaniach stwierdzono, że pasy wieloletniej roślinności charakteryzują się większą różnorodnością pająków niż jednoroczne pasy takiej roślinności czy rośliny jednoroczne. Pasy te jednak nie niwelują działania insektycydów stosowanych na polach (Huusela-Veistola 1998, Meek i in. 2002).

W celu ochrony różnorodności pająków na gruntach ornym zaleca się utrzymywanie w krajobrazie siedlisk marginalnych, szczególnie wieloletnich półnaturalnych i naturalnych. Wprowadzony w 2015 roku, w ramach Wspólnej Polityki Rolnej, obowiązek zazieleniania, obejmujący dywersyfikację upraw, utrzymanie powierzchni trwałych użytków zielonych i obszarów proekologicznych, może przyczynić się do wzrostu liczebności i różnorodności pająków.

4.1.2. Chrząszcze biegaczowate

Drapieżne biegaczowate odgrywają ważną rolę w redukowaniu liczby szkodników roślin uprawnych. Wspomagają ograniczanie liczebności mszyc, jaj, larw i poczwerek muchówek, chrząszczy czy motyli. Odżywiają się też postaciami dorosłymi tych owadów. W swojej diecie mają również ślimaki (w tym pomrowy). Często też larwy biegaczowatych cechują się większą żarłocznością niż dorosłe chrząszcze (Holland 2002).

Scherney (1955, 1959, 1961), szacując liczebności zjadanych szkodników przez gatunki pospolicie występujące w agrocenozach, stwierdził, że np. biegacz złocisty (częsty na plantacjach ziemniaka na północy Polski) potrafi zjeść dziennie od czterech do sześciu larw stonki ziemniaczanej. Biegacz wręgaty zjada podobną ilość larw, a pospolity na wilgotniejszych polach biegacz granulowany pożera nawet do siedmiu larw dziennie. Nieco mniejsze gatunki, takie jak pieszek zbożowiec, lesz czy *Agonum dorsale* Pont., pożerają dziennie ilość pokarmu odpowiadającą od 70 do 100% masy swojego ciała.

W warunkach laboratoryjnych ustalono, że różne stadia rozwojowe stonki ziemniaczanej mogą być zjadane przez liczne gatunki, z takich rodzajów jak: *Acupalpus*, *Agonum*, *Amara*, *Anisodactylus*, *Bembidion*, *Brachinus*, *Calathus*, *Carabus*, *Chlaenius*, *Clivina*, *Cymindis*, *Harpalus*, *Platynus*, *Poecilus*, *Pterostichus*, *Stomis*, *Synuchus*. Spora część tych chrząszczy pospolicie występuje na ekstensywnie użytkowanych polach i trwałych użytkach zielonych. W warunkach polowych przebadano ponad 200 gatunków biegaczowatych. W podsumowaniu tych badań stwierdzono, że 43% w swojej diecie posiadało motyle, 20% – muchówki, 12% – pluskwiaki (w tym mszyce), 12% – chrząszcze. Wśród nich były także szkodniki. Z badań prowadzonych na poletkach doświadczalnych wynika, że biegaczowate mogą niekiedy ograniczyć występowanie szkodników do poziomu poniżej ekonomicznego progu ekonomicznej szkodliwości (Sunderland 2002).



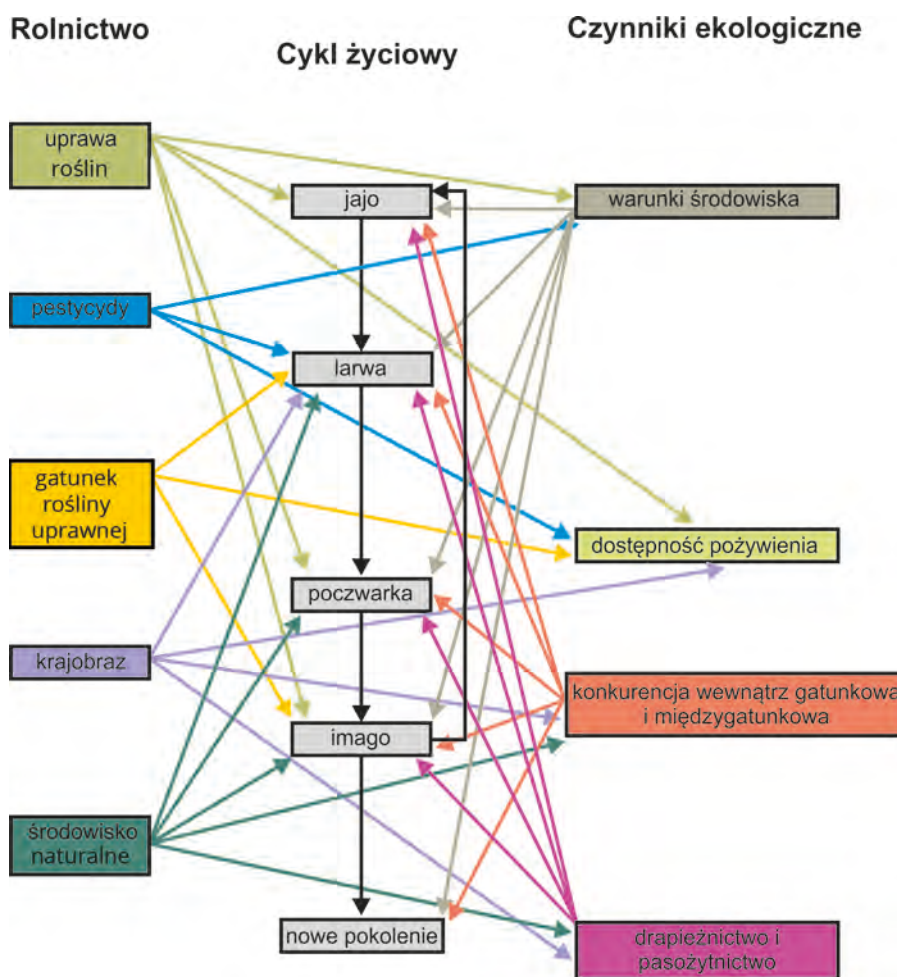
Sieci promieniste krzyżakowatych i sieci innych typów wśród roślinności siedliska marginalnego (fot. I. Hajdamowicz)



Sieci płachtowate osnuwikowatych i promieniste na półnaturalnej łące (fot. Ł. Trębicki)

Biegaczowate odżywiają się również nasionami roślin. Po wspięciu się na rośliny wyjadają je z kłosów, baldachów itd. Dominuje jednak u nich odżywanie się nasionami, które już opadły i stanowią glebowy bank nasion. Poprzez swoje preferencje pokarmowe chrząszcze biegaczowate zaliczane są do organizmów wspierających ograniczanie chwastów. Badania prowadzone nad wpływem biegaczowatych na występowanie szarlatu i komosy pokazują, że na powierzchniach, gdzie chrząszcze te wyeliminowano było o 40–50% więcej tych roślin (Tooley, Brust 2002). Zatem biegaczowate wpływają też na skład gatunkowy i nasilenie występowania chwastów.

Wpływ elementów agrotechniki na biegaczowate jest wieloraki, ponieważ chrząszcze poddawane są różnym stresom działającym synergicznie z innymi czynnikami ekologicznymi.



Ryc. 4. Czynniki ekologiczne oraz antropogeniczne oddziałujące na cykl życiowy biegaczowatych występujących na polach uprawnych (wg Holland 2002, zmodyfikowane)

Oddziaływania te przedstawiono schematycznie na tle cyklu rozwojowego biegaczowatych na powyższym schemacie (ryc. 4).

Wieloletnie badania (1970–1985) nad bezkręgowcami zasiedlającymi pola uprawne w Anglii pokazały spadek liczebności drapieżników i pasożytów w ostatnim roku badań o ok. 43% w stosunku do ich początkowej liczebności (Holland 2007).

Na liczebność biegaczowatych i skład gatunkowy zgrupowań istotny wpływ mają takie czynniki jak: uprawa roli, rodzaj rośliny uprawnej, zmianowanie, nawożenie czy stosowanie pestycydów (Hence 2002; Holland 2007). Zaburzenia środowiska glebowego, związane głównie z uprawą roli, mają kluczowe znaczenie dla różnorodności biegaczowatych gruntów ornych. Stosowanie głębokiej orki powoduje bardzo duże zmiany warunków dla bezkręgowców związanych z tym środowiskiem na różnych etapach rozwoju. Zmiany te mogą powodować ucieczkę dużych drapieżników, mechaniczne zabijanie larw czy wyeksponowanie stadiów rozwojowych na niekorzystne warunki ekologiczne (wysuszenie, temperatura, antagoniści). W glebie gruntów ornych zimuje ogromna liczba bezkręgowców. Szacuje się, że samych chrząszczy może być około 1,5 miliona osobników na hektar (Holland 2007). Są one bardzo wrażliwe na sposób uprawy roli i termin wykonywania zabiegów.

Nie bez znaczenia jest też rodzaj rośliny uprawnej. W przypadku roślin okopowych zagęszczenie biegaczowatych jest stosunkowo małe i wzrasta z dojrzewaniem roślin, nie osiąga jednak bogactwa obserwowanego na przykład w roślinach zbożowych. Dla ogólnej różnorodności i wczesnej aktywności biegaczowatych istotne znaczenie ma pokrycie gleby. Z tego powodu korzystniejsze są oziminy, gdyż w okresie wiosennym gleba ma już okrywą roślinną.

Zmianowanie może przyczyniać się do mniejszego zagęszczenia chrząszczy oraz zmiany składu gatunkowego zgrupowań. Znaczenie ma w tym przypadku rodzaj rośliny przedplonowej. Na przykład słonecznik czy rośliny okopowe uprawiane przed pszenicą wpływają niekorzystnie na biegaczowate (Hence 2002).

Umiejętnie stosowane nawożenie naturalne i organiczne zwykle korzystnie wpływa na biegaczowate (Hence 2002). Nawozy to źródło dodatkowego pokarmu, zwiększają także

liczbę dostępnych kryjówek (podobnie jak w pewnym zakresie mulczowanie czy pozostawianie ścierniska na zimę). Wpływ nawozów mineralnych jest natomiast słabo udokumentowany.

Stosowanie pestycydów różnie oddziałuje na kondycję biegaczowatych w agrocenozach (Hence 2002). Insektycydy (szczególnie starego typu) zwykle zmniejszają liczebność i różnorodność *Carabidae*, a ponowna kolonizacja roślin uprawnych zależy od jakości siedlisk marginalnych. Zdecydowanie mniej szkód wyrządzają insektycydy selektywne. W tym przypadku istotne jest stosowanie ich bezpośrednio w miejsca, gdzie faktycznie rozwija się populacja szkodników. Ważne jest tu szybkie diagnozowanie problemu i możliwie mała powierzchnia stosowania zabiegów – tylko tam, gdzie jest to faktycznie potrzebne. Preferowane są insektycydy rozprowadzane przy pomocy bardziej adhezyjnych cieczy (adiuwanty). Należy unikać rozprowadzania insektycydów na nieuprawiane części pola będące ostoją dla biegaczowatych.

Herbicydy mogą negatywnie wpływać na biegaczowate odżywiające się nasionami chwastów poprzez redukcję ich bazy pokarmowej. Tu również lepszym rozwiązaniem jest stosowanie herbicydów selektywnych.

Tworzenie w otoczeniu pól uprawnych miejsc schronienia czy powierzchni będących źródłem alternatywnego pokarmu dla biegaczowatych, powinno zapewniać zachowanie dużej różnorodności biologicznej tych owadów (Holland 2002; Holland 2007). Niezwykle ważne jest też utrzymanie i odbudowa „mikrokorytarzy” ekologicznych, którymi mogą być np.: nieskosiłe płaty roślinności, skarpy rowów, małe oczka wodne z otaczającą roślinnością, brzegi cieków czy jezior, wszelkie tereny podmokłe i zabagnione, rzędy drzew, żywoploty, brzegi dróg oraz miedze. Rolę korytarzy ekologicznych mogą pełnić nieuprawiane zagony technologiczne. Hassall i in. (1992) przeprowadzili badania na takich zagonach o szerokości 6 m i wykazali, że były one dobrym refugium i zimowiskiem dla biegaczowatych. Korzystne też okazało się utrzymanie w strukturze wielkoobszarowych pól swoistych „wysp środowiskowych” utworzonych z porośniętych trawami pasów (zagonów) ziemi o szerokości 2 m podniesionej na wysokość ok. 40 cm (Thomas i in. 1991; Thomas 2002; Wright i in. 2013). W literaturze takie miejsca nazywane są „ławkami dla chrząszczy” (ang. „beetle bank”). Wprowadzenie ich

w strukturę pola miało duże znaczenie dla wielu pożytecznych bezkręgowców w integrowanej produkcji rolnej. Stanowiły one bazę żerową, miejsce przezimowania oraz ucieczki w czasie wykonywania zabiegów agrotechnicznych. Thomas (2002) w swoich badaniach wykazał również, że zagęszczenie biegaczowatych było większe na starszych „ławkach” niż rocznych. Większe też było na nich zagęszczenie drapieźników w sezonie, nawet w porównaniu do obrzeży pól. Tego rodzaju powierzchnie można zakładać szybko i stosunkowo tanio, w przeciwieństwie do żywopłotów, a uzyskane efekty są podobne.

Korzystnym rozwiązaniem służącym występowaniu biegaczowatych jest wysiew mieszanek kwitnących roślin (Hurej i in. 2015). Miejsca takie stanowią swoiste schronienie dla biegaczowatych oraz alternatywną bazę pokarmową. Mało korzystna jest natomiast ich likwidacja w roku zasiewu. Frank i in. (2009) wykazali, że im starsze są takie poletka, tym więcej pożytecznych stawonogów znajduje w nich schronienie. Rekomenduje się zatem utrzymanie tych miejsc od dwóch do czterech lat.

4.1.3. Owady prostoskrzydłe

Owady prostoskrzydłe występują na gruntach ornych nielicznie. Grunty te, a zwłaszcza zboża, tworzą bardzo specyficzne środowisko dla prostoskrzydłych. Dominują tu gatunki z rodzin *Gryllidae* i *Tetrigidae* związane z otwartymi, dobrze nasłonecznionymi miejscami, ale duży udział mają także gatunki wybierające wysoką roślinność reprezentowane przez rodzinę *Tettigonidae*. Szczególną uwagę zwrócić trzeba na gatunki zanikające w Europie, takie jak świerszcz polny oraz na gatunki pożyteczne z punktu widzenia naturalnej ochrony roślin, takie jak pasikonik zielony. Głównym zagrożeniem dla owadów prostoskrzydłych w środowisku gruntów ornych jest szeroko pojęta intensyfikacja produkcji rolniczej (Isenring 2010). Wiąże się ona ze zwiększonym zużyciem chemicznych środków ochrony roślin. Zarówno insektycydy, jak i herbicydy oddziałują negatywnie na liczebność i bogactwo gatunkowe tych owadów. Prostoskrzydłe giną po zastosowaniu insektycydów (Lockwood, Schell 1997), tak jak większość bezkręgowców, natomiast herbicydy oddziałują pośrednio, zmniejszając ich bazę pokarmową, którą stanowią chwasty. Korzystniejszym rozwiązaniem dla tych owadów może być stosowanie selektywnych insektycydów, nieoddziałujących na tę grupę taksonomiczną



Pasikonik zielony var. flava, o rzadkiej formie ubarwienia (fot. Ł. Nicewicz)

oraz selektywnych herbicydów niewpływających na rośliny jednoliścienne, które są kluczowe dla większości gatunków prostoskrzydłych. Najlepszą praktyką jest całkowite zaniechanie stosowania chemicznych środków ochrony roślin, zgodnie z wymogami rolnictwa ekologicznego.

Kolejnym istotnym zagrożeniem dla owadów prostoskrzydłych jest stosowanie zbyt dużych dawek nawozów mineralnych, zwłaszcza azotowych (Van Wingerden i in. 1992). Duże dawki nawozów wytrzymują tylko nieliczne gatunki prostoskrzydłych (Marini i in. 2008). Dodatkowo nawożenie zwiększa zagęszczenie roślinności, przez co mniej światła dociera do gleby. Stwarza to złe warunki dla gatunków ciepłolubnych, takich jak świerszcz polny. Korzystniejsze jest stosowanie nawozów mineralnych w umiarkowanych dawkach, czy zastąpienie ich nawozami naturalnymi lub organicznymi. Nieliczne tylko gatunki prostoskrzydłych przystosowały się do życia w roślinach uprawianych na gruntach ornych. Czynnikiem zaburzającym ciągłość ich pokoleń jest orka zimowa i wiosenna. Większość gatunków składa jaja płytko w glebie lub na jej powierzchni, a orka uniemożliwia wyklucie się młodych osobników. Przedstawiciele rodzin *Tettigonidae* i *Acridinae*, których jaja zimują w glebie nie mają większych szans na trwałe zasiedlenie gruntów ornych. Niektórym gatunkom, takim jak świerszcz polny lub skakun szydłówka udaje się uniknąć tego problemu, gdyż rozmnażają się w szczycie sezonu

wegetacyjnego, kiedy orka im nie zagraża. Dzięki temu na gruntach ornych są dominantami. Pewnym rozwiązaniem byłoby także zastosowanie uprawy bezorkowej lub siewu pasowego. Obecność większości gatunków prostoskrzydłych na gruntach ornych jest determinowana bliskim sąsiedztwem innego rodzaju siedlisk, takich jak np.: łąki kośne, pastwiska, ugory, odłogi oraz różnego rodzaju siedliska marginalne, na których nie jest prowadzona orka (Rodríguez, Bustamante 2008). Miejsca te są także schronieniem dla prostoskrzydłych w czasie żniw. Dobrą praktyką w tym okresie jest koszenie kombajnem od środka do zewnętrznej krawędzi pola, co pozwala na ucieczkę pasikonikom i innym pożytecznym owadom. W sytuacji, gdy działki na gruntach ornych mają dużą powierzchnię, korzystną praktyką jest wprowadzenie pasów sianej trawy w obrębie gruntów ornych lub zachowanie szerokich miedz i zakrzaczeń na granicach działek (Thomas, Marshall 1999). Na gruntach ornych korzystny wpływ na różnorodność owadów mają rośliny wieloletnie, głównie trawy. Najkorzystniejsze dla prostoskrzydłych są mieszanki traw z małym udziałem roślin bobowatych (Badenhausser, Cordeau 2012). Do innych czynników korzystnie oddziałujących na owady prostoskrzydłe należy zaliczyć uprawę międzyplonów ozimych, pozostawienie międzyplonów ścierniskowych na zimę, a także uprawę zbóż ozimych zamiast jarych. Jednym z istotnych zagrożeń dla mało mobilnych, nielatających gatunków prostoskrzydłych jest gęsta sieć dróg w otoczeniu ich siedlisk, a także duża liczba przejazdów w czasie wykonywania zabiegów agrotechnicznych.

4.1.4. Owady pszczołowate

Zmniejszająca się różnorodność owadów pszczołowatych jest przede wszystkim konsekwencją intensyfikacji produkcji rolniczej. Przejawem tego jest tworzenie wielkoobszarowych



Tymczasowe drogi na plantacji truskawek (po lewej: fot. D. Teper, po prawej fot. M. Stańczak)

monokultur oraz coraz intensywniejsza chemizacja rolnictwa na glebach bardziej urodzajnych, przy jednoczesnym porzucaniu lub zalesianiu gleb ubogich (Tryjanowski i in. 2011). Uprawa roślin zbożowych i okopowych na dużych powierzchniach nie dostarcza pożytku pszczołom, a niszczenie kwitnących chwastów, bez uwzględniania progów ekonomicznej szkodliwości, dodatkowo zubaża bazę pokarmową owadów. Również niszczenie roślinności ruderalnej wokół pól uprawnych ogranicza im dostępność pokarmu.

Dobłą praktyką sprzyjającą owadom pszczołowatym jest obsiewanie fragmentów pól roślinami pożytkowymi takimi jak: facelia, gryka, lucerna, koniczyna, seradela, sparceta, nostryk i komonica. W zależności od potrzeb i możliwości do wyboru są atrakcyjne dla pszczół gatunki jednoroczne, dwuletnie lub wieloletnie.

Inną praktyką wspomagającą pszczołowate jest uwzględnianie progów ekonomicznej szkodliwości podczas zwalczania chwastów będących dla nich bazą pokarmową. Niestety, bardzo często opryski herbicydami wykonuje się bez uwzględnienia tego progu. Decyzje o zastosowaniu środków ochrony roślin przez rolników powinny być podejmowane z uwzględnieniem zasad integrowanej ochrony roślin (Dyrektywa 2009; Rozporządzenie 2009). Według tych zasad pierwszeństwo mają metody niechemiczne (agrotechniczne, mechaniczne, fizyczne, biologiczne, hodowlane i inne). Dopiero gdy okazują się one nieskuteczne, można zastosować ochronę chemiczną.



Zarośla i roślinność ruderalna w sąsiedztwie plantacji rzepaku (fot. D. Teper)



Przykładowy „hotel dla owadów” z materiałem gniazdowym w postaci trzciny pociętej na około 15 cm odcinki (fot. D. Teper)

Ignorowanie progu ekonomicznej szkodliwości jest błędem z kilku względów. Rolnicy ponoszą koszty niepotrzebnych zabiegów, które znacząco podrażają produkcję. Jednak ważniejszy jest aspekt ekologiczny. Niszczony są rośliny kwiatowe, a wraz z nimi giną inne organizmy, często pożyteczne, takie jak np. dzikie owady pszczołowate, których egzystencja jest uwarunkowana obecnością różnych gatunków roślin pożytkowych. Innym negatywnym skutkiem niepotrzebnych zabiegów chemicznych jest kumulowanie się toksycznych związków w glebie.

Na wielkoobszarowych polach powszechne jest wytyczanie tymczasowych dróg, które są często wykorzystywane przez wiele gatunków pszczół samotnic do zakładania ziemnych gniazd. Pszczoły te gnieźdzą się w ubijanym przez ciągniki i maszyny rolnicze podłożu i tam zimuje ich potomstwo. Zaorywanie tych dróg po zbiorach i wytyczanie ich na nowo w kolejnym sezonie powoduje niszczenie założonych kolonii owadów. Z tego powodu najlepiej byłoby, aby drogi na polach pozostawały w tych samych miejscach przez wiele lat.

Innym czynnikiem ograniczającym różnorodność owadów pszczołowatych jest brak miejsc do zakładania gniazd przez gatunki gnieźdzące się w pustych łodygach roślin. Ich naturalnym siedliskiem są miedze i zadrzewienia śródpolne, a także obrzeża pól i rowów melioracyjnych z roślinami, np. z rodziny selerowatych. Niszczenie tych ostoi przez zaorywanie miedz, częste

wykaszenie rowów lub stosowanie herbicydów nieselektywnych, likwiduje również populacje występujących tam pszczoł.

Roślinność ruderalna o pustych łodygach może być miejscem zakładania gniazd tylko wtedy, gdy łodyga będzie złamana. W celu zwiększenia dostępności miejsc do zakładania gniazd dla pszczoł tworzone są tzw. „hotele dla owadów”, na które składają się pocięte na krótkie odcinki rośliny o pustych łodygach np. (rośliny selerowate, trzcina itp.) związane w pęczki po kilkadziesiąt sztuk. Zróżnicowana średnica pociętych pędów daje schronienie wielu gatunkom pszczoł preferującym różne średnice otworów. Takie pęczki umieszczane są często w niewielkich otwartych skrzynkach zabezpieczonych daszkiem, a od frontu siatką o niewielkich oczkach, po to by uniemożliwić niszczenie gniazd przez ptaki. Skrzynki gniazdowe powinny być ustawiane w pobliżu plantacji, jednak nie za blisko, aby ciecz robocza w czasie zabiegów ochrony roślin nie była znoszona w tym kierunku. Ważne też jest sąsiedztwo dzikiej roślinności pożytkowej.

4.1.5. Motyle dzienne

Motyle, jako konsumenci pierwszego rzędu zajmują bardzo ważne miejsce w ekosystemach. Od lat 70. dwudziestego wieku obserwuje się szybki spadek liczebności motyli w Europie,



Obsypany pyłkiem kwiatowym Karłatek kniejek pobierający nektar. Motyl ten dzięki gęstym włoskom oraz wchodzeniu do wnętrza kwiatów potrafi skutecznie zapylać (fot. G. Kaliszewski)



Paź królowej – jeden z największych krajowych motyli, często spotykany na polach z kwitnącą koniczyną. Gatunek umieszczony na Czerwonej Liście Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce, kategoria: LC (fot. G. Kaliszewski)

a zwłaszcza łatwych do zaobserwowania motyli dziennych (Van Swaay, Warren 1999; Buszko, Nowacki 2002). W tej grupie aż 12% gatunków motyli jest zagrożonych wyginięciem, a wiele innych znacznie zmniejszyło arealy swojego występowania (Van Swaay, Warren 1999). Jednym z najważniejszych czynników powodujących zanik motyli jest intensyfikacja rolnictwa, która spowodowała m.in. utratę wielu siedlisk niezbędnych motylom do odbycia pełnego cyklu rozwojowego. Na gruntach ornych i w towarzyszących im elementach krajobrazu (miedze, zadrzewienia, nieużytki itd.) żyje wiele gatunków motyli dziennych. Duża ich różnorodność odnotowywana jest zwłaszcza w uprawach intensywnie kwitnących roślin, np. na polach z koniczyną i lucerną czy rzepakami. Spotkać tam można m.in. takie gatunki jak: szlaczkoń sylwetnik, szlaczkoń siarecznik, szlaczkoń erate, modraszek argiades, modraszek ikar, różne gatunki rusafek, a także wiele gatunków motyli nocnych. Większość z nich to gatunki obojętne dla upraw, ale nieliczne np.: bielinki: kapustnik, rzepnik czy bytomkowiec, a także tantniś krzyżowiaczek, omacnica prosowianka, błyszczki określane są mianem szkodników roślin uprawnych. Do tej grupy zaliczany był również niestrzęp głogowiec, który był uważany za

szkodnika do czasu, gdy w drugiej połowie lat 70. praktycznie całkowicie zniknął z obszaru naszego kraju (Buszko, Masłowski 2008; Sielezniew, Dziekańska 2010).

Eliminacja niepożądanych organizmów, do których należą m.in. gąsienice motyli dziennych i nocnych, polega obecnie głównie na stosowaniu insektycydów.

Choć zużycie insektycydów w ciągu ostatniego półwiecza wzrosło, to procentowy udział plonów zniszczonych przez szkodniki nie zmniejsza się (Oerke 2006). Ponadto stosowanie insektycydów przynosi szereg negatywnych skutków dla różnorodności biologicznej. Środki te, nawet jeśli są częściowo selektywne, działają na motyle zaliczane do szkodników, jak również na te, które szkodnikami nie są. Ponadto wiele gatunków spośród zwalczanych organizmów w krótkim czasie uzyskuje genetycznie uwarunkowaną odporność na dany związek chemiczny. Natomiast szacuje się, że niestosowanie środków chemicznych spowodowałoby obniżenie plonów jedynie o ok. 30% (Oerke 2006).

Alternatywą dla chemicznej ochrony roślin są metody bazujące na wykorzystaniu w ochronie roślin naturalnych sprzymierzeńców człowieka (wrogów szkodników). Do takich organizmów zalicza się m.in. nicianie owadobójcze, roztocza, pająki, owady pasożytnicze (parazytoidy) oraz owady drapieżne (Bereś 2015).

Innym przykładem sojusznika w walce z motylami zaliczanymi do szkodników są błonkówki z rodzaju kruszynkowatych. Te niewielkie owady atakują jaja m.in. omacnicy prosowianki spotykanej głównie w kukurydzy. Kruszynek polny, jeden z gatunków należących do tego rodzaju, potrafi pasożytować na ok. 20% jaj bielinków i powyżej 50% jaj piętnówki kapustnicy. Pożyteczne działania kruszynka polegają na składaniu przez dorosłe błonkówki od jednego do kilkunastu jaj do jaja żywiciela – motyla. Następnie larwy wyjadają zawartość jaj na których żerują. Po przepoczwarczeniu się larw, ze zniszczonych jaj wylatuje nowe pokolenie kruszynków. Owada tego można wprowadzać na plantacje za pomocą odpowiednich biopreparatów, co niestety jest mało efektywne w otwartej przestrzeni. Natomiast wiele gatunków parazytoidów naturalnie osiąga znaczne liczebności, o ile nie brakuje siedlisk, gdzie mogą się rozwijać. Młode gąsienice motyli są także zjadane przez

biedronki i złotooki (Bereś 2015), również potrzebujące siedlisk marginalnych, gdzie mogą znaleźć schronienie podczas różnych zabiegów agrotechnicznych, miejsce zimowania czy źródła dodatkowego pokarmu.

W warunkach naturalnych zjawiskiem częstszym niż bezpośrednio zabijanie, jest pośrednie przyczynianie się pasożytów do śmierci organizmów, na których żerują. Wiadomo, że niektóre pasożyty obniżają kondycję żywiciela, wskutek czego staje się on łatwiejszym łupem drapieżcy (Pojmańska, Niewiadomska 2010).

Występujący w przyrodzie naturalni wrogowie szkodników nie niszczą ich w 100%. Jednak ich działanie w znacznym stopniu ogranicza liczebność gatunków niepożądanych, co sprawia, że walka z agrofagami często przestaje być konieczna lub staje się łatwiejsza i tańsza. Dlatego w integrowanej ochronie roślin podstawowe znaczenie ma tworzenie korzystnych warunków do rozwoju naturalnych wrogów szkodników roślin uprawnych (Wiech i in. 2005).

Ważnym narzędziem rolnika w ograniczaniu występowania szkodników, w tym szkodliwych motyli, jest zróżnicowany płodozmian. Uprawa naprzemienna gatunków roślin należących do różnych rodzin, będących gospodarzami dla odmiennych organizmów zapobiega nagromadzeniu się szkodników roślin uprawnych. Sytuacja znacznego zwiększenia danej populacji motyla nierzadko występuje wtedy, gdy ten sam gatunek rośliny jest uprawiany wielokrotnie po sobie (Pruszyński i in. 2012).

Utrzymaniu dużej różnorodności motyli dziennych sprzyjają nie tylko odpowiednie praktyki rolnicze na gruntach ornych. Bardzo ważne dla nich jest również utrzymanie heterogeniczności krajobrazu (Saarinen 2002; Fahrig i in. 2011; Dembek i in. 2014). Wynika to z dużych wymagań motyli co do roślin żywicielskich, część z nich to oligo- i monofagi, czyli gatunki, które odżywiają się wąskim spektrum gatunków roślin. Drugi ważny aspekt, to różnorodność zajmowanych habitatów przez poszczególne gatunki. W niektórych przypadkach larwy rozwijają się w strefie ekotonu pole–las, czy w zadrzewieniach, a dorosłe osobniki pobierają nektar z kwiatów rosnących na miedzach, półnaturalnych łąkach itp. Ważne jest też, aby przynajmniej na części powierzchni należących do różnych elementów krajobrazu rośliny mogły odbyć pełny

cykl życiowy, ponieważ motyle odżywiają się różnymi fragmentami roślin, a skład gatunkowy zgrupowań motyli zmienia się również podczas sezonu wegetacyjnego. Często proponuje się wsiewanie w otoczeniu gruntów ornych pasów z różnymi roślinami kwitnącymi przyciągającymi motyle. Jednak jak wykazały badania Haaland i Bersier (2011) wspomaga się w ten sposób głównie gatunki pospolite i wszystkożerne.



Zróżnicowany krajobraz rolniczy w woj. kujawsko-pomorskim i warmińsko-mazurskim.
Zdjęcie po lewej – (fot. A. Szczepaniuk), zdjęcie po prawej – (fot. A. Kazuń)

4.1.6. Podsumowanie

Praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności bezkręgowców na gruntach ornym oraz w otaczających je elementach krajobrazu rolniczego

- utrzymywanie różnorodności elementów krajobrazu, w tym zadrzewień, zakrzaczeń, a także żywopłotów (ich przycinanie powinno być wykonywane pod koniec zimy, najlepiej w dwu-, trzyletnim cyklu, nie należy przycinać całej roślinności jednocześnie);
- pozostawianie naturalnej roślinności wzdłuż stałych ogrodzeń, dróg śródpolnych, wokół słupów energetycznych;
- tworzenie wzdłuż dużych pól lub kompleksu pól uprawnych pasów roślinności o co najmniej 6 m szerokości złożonych z traw kępowych, naturalnej roślinności zielnej lub wzbogaconych w dosiewane rośliny miododajne (nie należy ingerować w środowisko glebowe pasów), koszenie ich raz na 3–5 lat;
- na polach większych niż 16 ha tworzenie „ławek dla chrząszczy”, czyli wyniesionych pasów o szerokości 2 m; odległość pomiędzy pasami nie powinna być mniejsza niż 120 m; świeżo założoną „ławkę” obsiewać trawami kępowymi i kosić tylko w pierwszym roku, w celu wzmocnienia wzrostu roślin;
- koszenie brzegów rowów melioracyjnych na zmianę, tak by nie likwidować całkowicie roślinności towarzyszącej i utrzymywać niezbyt strome skarpy rowów;
- pozostawianie bez uprawy pasów roślinności wzdłuż naturalnych cieków oraz wokół zbiorników wodnych;
- tworzenie w pobliżu pól tzw. „hotelu dla owadów” w celu poprawy bazy gniazdowej dla pszczołowatych;
- tworzenie pasów roślin pożytkowych dla pszczół zapewniających kwitnienie od wiosny do jesieni oraz schronienie i alternatywną bazę żerową dla bezkręgowców;
- ograniczanie zwalczania roślinności ruderalnej na obrzeżach pól;
- zmniejszanie powierzchni pól w celu zwiększenia ich strefy brzeżnej;
- unikanie zmian lokalizacji dróg tymczasowych na polach;
- stosowanie urozmaiconego płodozmianu;

- wprowadzanie metod uprawy roli minimalizujących ingerencję w glebę, zwłaszcza konserwującej (bezorkowej) uprawy roli;
- zaniechanie lub ograniczenie stosowania chemicznych środków ochrony roślin, szczególnie groźnych nieselektywnych insektycydów;
- stosowanie nawozów naturalnych i organicznych oraz ograniczenie stosowania nawozów mineralnych;
- pozostawianie na zimę resztek roślinnych, ściernisk i zielonych pól.

4.2. Dobre praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych

4.2.1. Pająki

Pająki występują licznie we wszystkich środowiskach, w tym również na trwałych użytkach zielonych, gdzie osiągają niekiedy znaczne zagęszczenia. Badania prowadzone w Polsce wskazują, że liczebności pająków dochodzą w tego typu siedliskach do ponad 70 osobników/m² (Kajak 1978). Badania prowadzone w Belgii przez De Keer i Maelfait (1987, 1988) wykazały, iż na intensywnie wypasanych pastwiskach *Oedothorax fuscus* Bl. osiągał zagęszczenia ponad 150 os/m², natomiast zagęszczenia pająków z rodzaju płądrak dochodziły tutaj nawet do ponad 300 os/m². Do najliczniejszych rodzin pająków występujących na trwałych użytkach zielonych w Polsce należą: osnuwиковate, pogońcowate, krzyżakowate, ukośnikowate, darownikowate (Kajak 1962; Kajak 1981; Staręga 1989).

Intensyfikacja produkcji rolniczej, polegająca m.in. na zwiększonym zużyciu nawozów mineralnych, chemicznych środków ochrony roślin czy stosowaniu nowoczesnych maszyn w połączeniu z melioracją gruntów, przyczynia się znacznie do spadku liczebności wielu grup organizmów (Donald i in. 2001; Kleijn i in. 2009; Stoate i in. 2009; Van Dyck i in. 2009). Odnosi się to także do pająków, które pomimo, że licznie występują na trwałych użytkach



Płądrak zębaty to gatunek o rozmiarach ciała nieprzekraczających 2 mm, należący do rodziny osnuwиковatych, licznie występujący na łąkach, przede wszystkim w warstwie ściółki, żywiący się drobnymi owadami (fot. J. Kupryjanowicz)

zielonych, są grupą bezkręgowców niezwykle wrażliwą na zmiany parametrów zamieszkiwanego przez nie siedliska, szczególnie gdy zmiany te dotyczą jego struktury przestrzennej (Duffey 1993; Uetz 1991). W związku z tym wiele typowych zabiegów pratotechnicznych na trwałych użytkach zielonych, takich jak stosowanie herbicydów, nawożenie, wypas czy też koszenie, może znacznie zmniejszać różnorodność gatunkową i liczebność pajaków (Bell i in. 2001). Na terenach z dużym udziałem intensywnie użytkowanych gruntów, bogactwo gatunkowe i liczebność pajaków zwykle są mniejsze niż na obszarach, gdzie rolnictwo nie jest tak intensywne (Batáry i in. 2012). Zgrupowaniom pajaków zagrażają zwłaszcza te działania, które w bardzo krótkim czasie zmieniają strukturę siedliska, tak jak dzieje się to np. w przypadku koszenia. Zabieg ten jest powszechnie stosowany w celu pozyskania paszy dla zwierząt, jak też i w czynnej ochronie użytków zielonych, co zapobiega ich zarastaniu i sukcesji. By ocenić wpływ koszenia na bezkręgowce prowadzono wiele badań, z których część dotyczyła także pajaków. Badania te wykazały, że koszenie zwykle ma negatywny wpływ, powodując zmniejszenie liczebności i różnorodności gatunkowej pajaków (Nyffeler, Breene 1990; Baines i in. 1998; Polchaninova 2003; Thorbek, Bilde 2004). Pająki jako zwierzęta mniej mobilne niż na przykład owady w krótkim czasie mogą ucierpieć znacznie bardziej na skutek koszenia niż na przykład zdolne do lotu motyle czy chrząszcze (Mazalová i in. 2015).



Samica krzyżaka łąkowego z rodziny krzyżakowatych, dużego pajaka (długość ciała samic do 20 mm) licznie występującego na łąkach. Pająk ten cechuje się dużą zmiennością ubarwienia od brązowego, przez pomarańczowe, do żółto-białego (fot. Ł. Trębicki)



Pająki z rodziny krzyżakowatych rozpinają promieniste sieci łowne wśród roślinności na łąkach (fot. M. Żabka)



Tygrzyk paskowany jest jednym z najliczniej występujących na trwałych użytkach zielonych pająków z rodziny krzyżakowatych, rozpinających sieci łowne wśród roślinności zielonej. Można go łatwo rozpoznać po charakterystycznym żółto-biało-czarnym ubarwieniu (fot. Ł. Trębicki)



Kołyśnik wielobarwny – duży, licznie występujący na łąkach pająk z rodziny krzyżakowatych, z charakterystycznym wzorem na odwłoku w kształcie liścia dębu. (fot. M. Pasik)

Spadek liczebności i różnorodności pająków podczas koszenia jest wynikiem kilku czynników. Po pierwsze pająki giną bezpośrednio w czasie tego zabiegu, po drugie zaś, część tych, którym udało się przetrwać, zaraz po ścięciu roślin emigruje z takiego siedliska. Thorbek i Blide (2004) w swoich badaniach wykazali, że liczebność pająków na skutek działania tych dwóch czynników, tydzień po ścięciu trawy, może się zmniejszyć nawet o 50%. Najważniejszym jednak czynnikiem, który wpływa na obniżenie liczebności i różnorodności gatunkowej pająków, jest zmiana struktury siedliska. Jest ona efektem nie tylko ścięcia roślinności, ale także niszczenia gleby przez maszyny w czasie koszenia oraz zwożenia siana. Struktura roślinności szczególnie ważna jest dla pająków sieciowych (Uetz 1991) i jest rzeczą oczywistą, że jej zniszczenie uniemożliwia wielu gatunkom pająków rozpięcie sieci i pozyskanie pokarmu, co tym samym prowadzi do ich wyemigrowania z takich środowisk. Ponadto rośliny są wykorzystywane przez pająki jako miejsca zalotów, składania jaj, schronienia, zimowania i jako platformy, z których mogą się rozprzestrzeniać na niciach babiego lata (Robinson 1981; Uetz 1991; Wise 1995). Drastyczna zmiana struktury roślinności wpływa także na zmianę, takich czynników jak: temperatura, wilgotność, dostępność pokarmu czy presja drapieżników (Bock i in. 1992; Guido, Gianelle 2001; Gardiner, Hassall 2009). Wszystkie te czynniki wyraźnie determinują skład i liczebność zgrupowań pająków. Pająki, aby uniknąć wysuszenia przemieszczają się do miejsc z wyższą roślinnością, gdzie wilgotność jest większa, a temperatura niższa (De Keer i in. 1989). Ponadto



Microlinyphia pusilla (Sund.) – niewielki gatunek pająka z rodziny osnuwиковатych o długości ciała ok. 4 mm, konstruujący płachtowate sieci łowne wśród niskiej roślinności na łąkach (fot. J. Kupryjanowicz)

w odstąpięnym siedlisku pająki mogą się stać łatwiejszą ofiarą dla drapieżników, którymi są głównie ptaki (Gunnarsson 1996). W wyniku koszenia zmniejsza się również baza pokarmowa, w tym liczebność skoczogonków będących podstawowym pokarmem wielu gatunków pająków (Purvis, Curry 1981).

Poszczególne rodziny czy nawet gatunki pająków mogą reagować w różnym stopniu na powstałe podczas koszenia zmiany. W swoich badaniach Thorbek i Blide (2004) wykazali, że licznie występujące na łąkach pająki z rodziny osnuwиковатych reagowały odmiennie na koszenie – dla *Erigone atra* (Bl.) najbardziej dotkliwy był sam pokos (ginie w czasie koszenia), podczas gdy *Bathypantes gracilis* (Bl.) emigrował bezpośrednio po koszeniu. Badania Cattin i in. (2003) prowadzone na podmokłych użytkach zielonych w zachodniej Szwajcarii wykazały, że koszenie redukowało liczebność pająków z niektórymi mniej mobilnymi rodzinami, takimi jak aksamitnikowate czy *Hahniidae*. W przypadku pająków z rodziny aksamitnikowatych mogło to być związane ze skoszeniem dominującej na badanym obszarze trzciny, ponieważ jej suche łodygi wykorzystywane są przez te pająki jako miejsca zimowania. Natomiast negatywne oddziaływanie na naziemne gatunki z rodziny *Hahniidae* może wynikać ze zmian w strukturze ściółki i powierzchni gleby. Na przykład jeden z pająków z tej rodziny, *Antistea elegans* (Bl.), buduje sieci w małych zagłębieniach gruntu, które są niszczone w trakcie koszenia.

Chociaż koszenie zwykle znacznie oddziałuje na liczebność i różnorodność gatunkową pająków, to wpływ ten można zmniejszyć. Niezwykle istotny jest tu sposób koszenia,

w tym rodzaj używanej maszyny. Przede wszystkim jednak kluczowym czynnikiem jest termin koszenia. Pokosy prowadzone w środku lata wpływają bardziej negatywnie na różnorodność gatunkową i liczebność pajaków niż te prowadzone w czasie wiosny i na jesieni (Baines i in. 1998). Stąd też większej różnorodności pajaków sprzyja unikanie letnich pokosów przy jednoczesnym utrzymaniu jak najniższej ich ogólnej liczby. Ponadto dobrze jest zróżnicować lokalnie daty pokosów, ponieważ nie ma idealnego terminu, jeśli bierze się pod uwagę ochronę wielu grup zwierząt (Cizek i in. 2012). Zsynchronizowane koszenia na dużych obszarach znacznie obniżają różnorodność gatunkową, dlatego rekomendowane jest zróżnicowanie koszenia na danym obszarze zarówno w czasie, jak i przestrzeni (Cizek i in. 2012).

Wiele grup bezkręgowców (w tym pająki) zwykle osiąga większe liczebności przy pasach nieściętej trawy (Mazalová i in. 2015), co wskazuje, że skupiają się tu osobniki, które wyemigrowały ze skoszonych obszarów. W związku z tym pozostawienie nieskoszonych fragmentów aż do następnego sezonu wegetacyjnego pozwala na złagodzenie negatywnych efektów koszenia. Ze względów praktycznych nieściętą roślinność warto pozostawić na granicy koszonego obszaru i można się jej pozbywać co dwa, trzy lata (Baines i in. 1998). Dodatkowo przemawia za tym fakt, że zarówno struktura roślinności, jak i zespoły pajaków są dużo bogatsze na skrajach użytków zielonych niż wewnątrz nich (Knop i in. 2006). Dzięki takim trwałym i niezaburzonym fragmentom siedlisk, służącym jako schronienie, pająki mogą rekolonizować skoszone obszary użytków zielonych. Badania wykazały, że takim refugium może być nawet ścięta i pozostawiona do wyschnięcia trawa, która pozwala organizmom znaleźć schronienie zaraz po koszeniu (Thorbek, Bilde 2004).



Ebrechtella tricuspidata (F.) – pająk z rodziny ukośnikowatych o długości ciała ok. 5 mm aktywnie polujący wśród roślinności zielonej, licznie występujący na łąkach. Na zdjęciu po lewej: samica, po prawej: samiec. (fot. J. Kupryjanowicz)



Kwietnik – pająk z rodziny ukośnikowatych żyjący wśród roślin na łąkach, gdzie poluje, czatując na owady odwiedzające kwiaty. Samice mogą zmieniać swoje ubarwienie w zależności od koloru kwiatów, na których przebywają. Na zdjęciu po lewej – samica o ubarwieniu żółtym (fot. Ł. Trębicki), po prawej – samica o ubarwieniu białym (fot. M. Żabka)

Znaczenie dla pająków mają również takie czynniki, jak wysokość pozostawionej, nieściętej trawy czy rodzaj używanej w czasie koszenia maszyny. Bezpieczniejsze dla wielu grup bezkręgowców są kosiarki listwowe w porównaniu do rotacyjnych (Humbert i in. 2010). Także zróżnicowana pod względem wysokości roślinność wspiera różnorodność pająków (Baines i in. 1998).

Kolejnym elementem praktyki rolniczej na trwałych użytkach zielonych, który może wpływać na liczebność i różnorodność gatunkową pająków, jest wypas zwierząt i związane z tym zgryzanie, wydeptywanie roślin i niszczenie ściółki (Bell i in. 2001). Podczas wypasu, podobnie jak w przypadku koszenia, następują zmiany w strukturze roślinności, co pociąga za sobą również zmiany w wilgotności i nasłonecznieniu danego siedliska. To sprawia, że pająki mogą się przenosić w bardziej sprzyjające im miejsca. Wypasane zwierzęta ponadto niszczą sieci pająków, a w przypadku pająków naziemnych nawet bezpośrednio je zabijają przy okazji rozdeptywania podłoża (Duffey 1975). Jednakże wpływ wypasu na różnorodność gatunkową pająków pozostaje wciąż niejednoznaczny i zależy może od kilku czynników: jego intensywności, terminu w jakim jest prowadzony, rodzaju siedliska, a nawet od gatunków wypasanych zwierząt.

Intensywny wypas skutkuje obecnością wyłącznie niskiej roślinności w siedlisku, które może być tym samym zasiedlane wyłącznie przez pająki epigeiczne (naziemne), posiadające dużą zdolność



Darownik przedziwny – pająk z rodziny darownikowatych, o długości ciała ok. 15 mm, liczny na trwałych użytkach zielonych. Dorosłe osobniki aktywnie polują na ofiary, a samice opiekują się kokonami i młodymi. (fot. Ł. Nicewicz)



Samica pająka z rodzaju wałęsák z kokonem z jajami. Pająki te to aktywni łowcy zamieszkujący warstwę darni, niebudujący sieci łownych. Samice wielu gatunków pająków z tej rodziny troskliwie strzegą swojego potomstwa. (fot. M. Żabka)

do przemieszczania się (Bonte i in. 2000). W przeciwieństwie do tego, wypas ekstensywny, w wyniku którego powstaje mozaika różnorodnych mikrosiedlisk, może powodować zwiększenie bogactwa gatunkowego różnych grup bezkręgowców, w tym pająków (Zahn i in. 2007). Istnieją jednakże badania wskazujące na brak wyraźnych różnic w liczebności i różnorodności pająków na powierzchniach, gdzie prowadzono wypas ekstensywny (0,5 DJP/ha) oraz na powierzchniach z wypasem intensywnym (>1 DJP/ha) (Batáry i in. 2008). Badania Birkhofer i in. (2015) również nie potwierdziły, że liczba gatunków pająków na obszarach, gdzie wypas był bardzo intensywny była mniejsza, natomiast wykazały, że mniejsza była tu średnia długość ciała pająków.

Lenoir i Lennartsson (2010) udowodnili, że na zgrupowania pająków oddziałuje termin wypasu, co ściśle wiąże się z wysokością zgryzanych roślin. Małe pająki były liczniejsze na powierzchniach, gdzie stosowano wypas od maja do września, natomiast duże pająki były liczniejsze tam, gdzie wypas rozpoczął się od połowy lipca. W tym ostatnim przypadku roślinność była średnio od 0,5 do 2 cm wyższa, a ponadto więcej było tu miejsc z wyższą roślinnością. Zdaniem wspomnianych autorów odpowiadać może za to, między innymi bardziej zasobna baza pokarmowa dostępna w takich miejscach. Na skład zgrupowań pająków wpływać może również to, jakie zwierzęta są wypasane na danym obszarze. Dla przykładu mniejszy wpływ na pająki sieciowe ma wypas samych owiec niż owiec i bydła (Dennis i in. 2001).

W celu zminimalizowania negatywnego wpływu wypasu zwierząt na pająki, podobnie jak w przypadku koszenia, niezwykle istotne jest pozostawienie miejsc z niezgryzioną roślinnością. Idealnym rozwiązaniem byłoby takie prowadzenie wypasu, aby roślinność na użytkowanym terenie miała różną wysokość. Preferowany powinien być niezbyt intensywny wypas, co sprawia, że wydeptywanie i niszczenie ściółki oraz zgryzanie roślinności nie jest zbyt destrukcyjne dla zamieszkujących to środowisko zespołów pająków.

Na różnorodność pająków, oprócz koszenia i wypasu, które mechanicznie zmieniają strukturę roślinności i co za tym idzie warunki mikroklimatyczne siedliska, wpływać może również stosowanie środków chemicznych, czy to w postaci nawozów mineralnych, czy też herbicydów. Środki te powszechnie wykorzystywane są przede wszystkim na gruntach ornych. Jednakże w wielu wypadkach grunty orne stykają się z trwałymi użytkami zielonymi, których obrzeża są również narażone na działanie tych substancji. Zarówno nawozy, jak i herbicydy zmieniać mogą strukturę roślinności poprzez przyspieszanie lub ograniczanie wzrostu roślin albo ich całkowite niszczenie. Badania realizowane w zakresie wpływu tych środków na araneofaunę prowadzą do różnorodnych wniosków. Everts i in. (1989) wykazali, że herbicydy nie miały wpływu na pająki, aczkolwiek badali oni tylko pająki epigeiczne niezwiązane tak silnie z roślinnością, jak pająki sieciowe. Inne badania, prowadzone w Wielkiej Brytanii, również potwierdziły brak oddziaływania herbicydów na pająki naziemne, natomiast w przypadku pająków sieciowych wykazały, że przy zastosowaniu dużej dawki herbicydu wpływ ten był bardzo silny (Haughton i in. 1999). Również intensywne nawożenie może powodować obniżenie różnorodności gatunkowej pająków, co potwierdzili Birkhofer i in. (2015) w badaniach prowadzonych na terenie Niemiec. Autorzy ci sugerują, że intensywne nawożenie przyczynia się do większego ujednoczenia środowiska, tj. likwidacji fragmentów o niejednorodnej roślinności. Wpłynęło to na eliminację niektórych blisko spokrewnionych ze sobą gatunków pająków, choć wyraźnemu zmniejszeniu uległa również liczba pająków należących do zagrożonych gatunków. Ponadto intensywne nawożenie może oddziaływać na liczebność potencjalnych ofiar pająków, co wpływa na skład i liczebność zgrupowań samych pająków (Birkhofer i in. 2008; Garratt i in. 2011). Badania prowadzone przez Kajak (1981) na łąkach intensywnie nawożonych nawozami mineralnymi wykazały, iż po ich zastosowaniu następowało zmniejszenie liczebności



Wałęsak (*Pardosa palustris* L.) – samica pająka z rodziny pogońcowatych z młodymi na odwłoku.
Te epigeiczne (naziemne) pająki licznie występują na łąkach, aktywnie poszukując ofiar, głównie owadów.
(fot. M. Stańska)

ruchliwych gatunków o dużych rozmiarach ciała z rodziny pogońcowatych, natomiast wzrosły zagęszczenia mniej mobilnych drobnych gatunków z rodziny osnuwиковatych. Konsekwencją tej zmiany było zmniejszenie się przeciętnego ciężaru osobnika na nawożonych poletkach oraz zmniejszenie się stopnia penetracji terenu przez pająki. Inne badania prowadzone w Szwajcarii nie wykazały różnic pomiędzy liczebnością bezkręgowców (w tym pajaków) na powierzchniach nawożonych i nienawożonych, jednakże stosowane tu dawki nawozów naturalnych były utrzymane na średnim poziomie (Andrey i in. 2014).

Ponieważ stosowanie zarówno nawozów, jak i herbicydów w dużych dawkach może skutkować obniżeniem liczebności i różnorodności pajaków, dlatego też zaleca się zredukowanie ich dawek, zwłaszcza na obrzeżach, będących ważnymi refugiami (Haughton i in. 1999).



Heriaeus graminicola (Dol.) z rodziny ukośnikowatych jest rzadkim gatunkiem pająka umieszczonym na „Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce”, licznie stwierdzanym na łąkach zmiennowilgotnych. (fot. J. Kupryjanowicz)

Działania, które powinny być podejmowane w celu podtrzymania lub wzrostu różnorodności gatunkowej pająków zależą w dużej mierze od konkretnego obszaru. Istnieje jednak kilka generalnych zasad, które mogą być stosowane na trwałych użytkach zielonych, a które przyczynią się do zachowania różnorodności pająków:

1. Ekstensywne użytkowanie tj. mniejsza liczba pokosów, stosowanie niezbyt dużych dawek nawozów mineralnych i herbicydów, a także niezbyt intensywny wypas zwierząt.
2. Pozostawianie refugium, czyli miejsc nieskoszonych lub niezgryzionych przez wypasane zwierzęta. Dobrze jeśli miejsca te będą jak najbardziej zróżnicowane pod względem wysokości i struktury roślinności.
3. Należy unikać letnich pokosów, gdyż znacznie bardziej negatywnie wpływają na pająki niż pokosy wiosenne i jesienne.
4. Unikanie zsynchronizowanych pokosów na dużym obszarze, dobrze jest zróżnicować je w czasie i przestrzeni.

Stosowanie się do powyższych zaleceń sprzyjać będzie powstaniu lub utrzymaniu jak najbardziej zróżnicowanych habitatów. Powstała dzięki temu mozaikowość siedlisk zarówno w dużej, jak i w małej skali sprzyjać będzie wysokiej różnorodności gatunkowej pająków.

4.2.2. Chrząszcze biegaczowate

Trwałe użytki zielone stanowią naturalne ostoje biegaczowatych w krajobrazie rolniczym. Utrzymaniu większej różnorodności tych owadów niż na gruntach ornym sprzyja już sam fakt mniejszej ingerencji w środowisko glebowe i stała okrywa roślinna. Niestety, na skutek przekształcania łąk i pastwisk na grunty orne oraz innych działań, zlikwidowano wiele cennych przyrodniczo siedlisk. Spowodowało to istotne zmiany w składach gatunkowych grupowań biegaczowatych, głównie kosztem gatunków wyspecjalizowanych. Przykładem mogą tu być okresowo zalewane łąki, na których, wskutek osuszania i uproszczenia struktury pokrywy roślinnej, zanikają gatunki silnie związane z terenami zalewowymi (Sienkiewicz 2003; Sienkiewicz, Żmihorski 2012). Powstałą w ten sposób lukę wypełniają gatunki wszędobylskie i zazwyczaj pospolite (eurypowe). Pierwotna fauna przekształconego środowiska w obliczu nowych warunków przegrywa konkurencję ze swymi następcami. W takiej sytuacji zanikają głównie gatunki stenotopowe (wąsko wyspecjalizowane względem siedliska), którym często grozi wyginięcie. I tak na przykład, wśród chrząszczy żyjących w ekosystemach kserotermicznych i na wydmach mamy 228 gatunków zagrożonych wyginięciem (więcej jest tylko tych, związanych z lasami pierwotnymi – 397), w środowiskach ruderalnych, segetalnych i pastwiskowych jest ich 75, na torfowiskach i bagnach – 42, na łąkach świeżych – 33 gatunki, na słonawiskach – 31 (Pawłowski i in. 2002). Tym samym z różnego typu użytkami zielonymi związanych jest ponad 400 gatunków chrząszczy, spośród niemal 1000 uznanych za zagrożone wyginięciem (nie licząc gatunków wymarłych w Polsce).

Do podstawowych zagrożeń dla chrząszczy biegaczowatych związanych z trwałymi użytkami zielonymi należy zaliczyć intensyfikację sposobu użytkowania (koszenia czy wypasu), zmiany stosunków wodnych łąk terenów aluwialnych, brak miejsc ostojoyowych i zbyt długie zaleganie skoszonej biomasy (Van de Poel, Zehm 2014). Nie bez znaczenia jest również gwałtowne uszczuplenie bazy pokarmowej części biegaczowatych odżywiających się roślinami (Cizek i in. 2012). Czechowski (1989), badając łąki świeże Mazowsza, stwierdził, że liczebność biegaczowatych spada wraz ze wzrostem intensywności użytkowania. Wniosek ten potwierdzają również inni badacze analizując szereg typów łąk (Sienkiewicz, Żmihorski 2012).

Zabiegi pratotechniczne, poprzez zmianę parametrów ekologicznych środowiska, przyczyniają się do ograniczenia liczebności biegaczowatych użytków zielonych, choć z pewnością w mniejszym stopniu niż w przypadku gruntów ornych. Samo mechaniczne koszenie łąk negatywnie wpływa na biegaczowate. Są one wypłazane, uszkodzane i zabijane (Classen i in. 1993), mimo iż spora część gatunków zamieszkujących łąki w razie zagrożenia ucieka (Siepe 1994; Olejniczak 1998).

W literaturze pojawiają się informacje o wzroście liczebności gatunków roślinożernych na łąkach wraz z nasilającą się intensywnością ich użytkowania (Kondracki 1994; Chudzicka 1989). Wydaje się, iż tej zasadzie mogą podlegać również zgrupowania biegaczowatych łąk wilgotnych i świeżych. Ponadto użytkowanie łąk okresowo zalewanych eliminuje gatunki higrofilne, a sprzyja zasiedlaniu przez gatunki o szerokich preferencjach wilgotnościowych (Czechowski 1989; Luka i in. 1998b, Olejniczak 1998). Liczniej zaczynają się wówczas pojawiać, takie gatunki jak np.: dzier włochaty oraz inni przedstawiciele z rodzajów *Harpalus* i *Amara* (Tischler 1971; Olejniczak 1998).

W przypadku muraw kserotermicznych spory odsetek biegaczowatych to gatunki hemizofagiczne, a zagrażające im praktyki to m. in. zbyt wczesne koszenie, intensywny wypas czy usuwanie tzw. niedojadów.

W przypadku wypasu bydła Basset i Fraser (2015) wykazali, że zmiana struktury i składu roślinności pastwiska, wydeptywanie i ubijanie gleby mogą stanowić potencjalne zagrożenia dla biegaczowatych. Niemniej obserwowane reakcje biegaczowatych na wypas są różne. Dużą różnorodność biologiczną nie tylko biegaczowatych obserwowano przy wypasie prowadzonym najwcześniej od połowy lipca (Lenoir, Lennartsson 2010).

Ochrona biegaczowatych żyjących na trwałych użytkach zielonych powinna być związana z utrzymaniem w czasie i przestrzeni stałych miejsc ostojowych oraz minimalizacją negatywnego oddziaływania w trakcie wykonywania zabiegów pratotechnicznych (Cizek 2012; Van de Poel, Zehm 2014). Pożądaný efekt można uzyskać opóźniając koszenie i wypas zwierząt do drugiej połowy lipca (Lenoir, Lennartsson 2010; Mazalova i in. 2015) oraz użytkując w danym roku

tylko część łąki, co zapewni miejsca ostojowe (refugia) dla stawonogów. Ważny jest również sam sposób koszenia i podobnie jak w przypadku pajaków czy prostoskrzydłych dobre rezultaty uzyskuje się kosząc od środka łąki kosiarką listwową na wysokości powyżej 10 cm.

Koszenie mozaikowe, czyli dywersyfikacja koszenia w czasie i przestrzeni, daje dobre rezultaty, gdy jest wykonywane z trzyletnią rotacją i szczególnie polecane, gdy odległość do refugium jest większa niż 50 m (Cizek 2012; Van de Poel, Zehm 2014). Wiąże się to z możliwością sprawnej ucieczki chrząszczy przed koszeniem i rekolonizacji łąk po koszeniu.

Z danych literaturowych wynika również, że zebranie biomasy powinno nastąpić jak najszybciej po wykoszeniu. W celu ochrony większości stawonogów z różnych poziomów troficznych najlepiej to zrobić dzień po koszeniu (Van de Poel, Zehm 2014).

4.2.3. Owady prostoskrzydłe

Głównym środowiskiem życia owadów prostoskrzydłych w Europie są otwarte, trawiaste ekosystemy, takie jak trwałe użytki zielone. Owady te są ważnym konsumentem traw, jednocześnie poprzez podgryzanie roślin i nawożenie swoimi odchodami pozytywnie wpływają na nie (Averensky i in. 2010). Liczebność i różnorodność owadów prostoskrzydłych jest bezpośrednio zależna od rodzaju siedliska. Najbogatsze zespoły gatunków występują na murawach kserotermicznych, na których można spotkać wiele gatunków rzadkich i chronionych, takich jak stepówka, siodlarka stepowa, świerszczyk szary, kózka i nadobnik włoski. Drugim wartościowym siedliskiem bogatym w gatunki tych owadów są łąki wilgotne. Licznie na nich występują m.in.: *Chorthippus montanus*, miecznik łąkowy, napierśnik torfowiskowy, złotawiec oraz rzadki naboczeń (Bazyłuk, Liana 2000). Kluczowym elementem zachowania dużej różnorodności prostoskrzydłych jest utrzymywanie wartościowych siedlisk w jak najlepszym stanie. Dużym zagrożeniem, zwłaszcza dla mało mobilnych i nielatających prostoskrzydłych, jest fragmentacja siedlisk oraz zbyt częste koszenie (Samways, Lockwood 2001; Poniatowski, Fartmann 2010). Najkorzystniejszym rozwiązaniem byłoby tradycyjne ręczne koszenie traw i zbiór siana. Bardzo istotne dla niektórych gatunków prostoskrzydłych jest zachowanie integralności siedlisk oraz obecność korytarzy ekologicznych. Najrzadsze gatunki prostoskrzydłych to te, które mają ograniczone zdolności przemieszczania się.

Utrzymywanie siedlisk o odpowiednio dużej powierzchni i użytkowanych we właściwy sposób zapewniłoby przetrwanie populacji rzadkich gatunków prostoskrzydłych i zasiedlanie przez nie siedlisk sąsiednich. Istotne tu jest również ograniczanie liczby przejazdów w trakcie wykonywania zabiegów pratotechnicznych, które to zagrażają nielatającym gatunkom, takim jak złotawek nieparek czy podłateczyn zielonopłamek. Duże znaczenie ma także termin i rodzaj koszenia (Humbert i in. 2009). Koszenie powinno odbywać się od środka łąki, tak by pozwolić na stopniowe opuszczanie siedliska przez prostoskrzydłe oraz inne zwierzęta i najlepiej z użyciem kosiarek listwowych. Termin koszenia powinien być dostosowany do potrzeb danego siedliska, czyli późny dla łąk wilgotnych, natomiast wczesny dla łąk świeżych. W ochronie prostoskrzydłych priorytetem jest zachowanie ich siedliska, bez czego ochrona gatunkowa nie przyniesie żadnych rezultatów. W przypadku tego rzędu owadów, zwłaszcza na łąkach wilgotnych, warto pozostawiać fragmenty niewykoszone na zimę, ponieważ niektóre gatunki składają jaja nie w glebie, ale na łodygach roślin. Wskazane też byłoby na niektórych siedliskach koszenie raz na kilka lat. Ważne jest także zachowanie dużego zróżnicowania krajobrazu wokół trwałych użytków zielonych w postaci na przykład zakrzaczeń lub oczek wodnych. Z zakrzaczeniami związane są takie gatunki jak *Pholidoptera griseoptera* DeG. Większość gatunków prostoskrzydłych jest wrażliwa na nadmierne stosowanie nawozów mineralnych. Na łąkach użytkowanych intensywnie ograniczenie ich użycia



Napierśnik torfowiskowy (fot. P. Radzikowski)

pozwała zachować większą różnorodność prostoskrzydłych (Marini i in. 2008). Umiarkowane nawożenie nawozami naturalnymi wpływa pozytywnie na odczyn gleby oraz sprzyja utrzymaniu zróżnicowanego porostu, który stanowi doskonałą bazę pokarmową dla prostoskrzydłych. Dużym zagrożeniem dla wielu cennych siedlisk i w konsekwencji dla żyjących na nich owadów prostoskrzydłych jest przekształcanie tych siedlisk na grunty orne, zalesianie lub ich zabudowa (Kędziora 2007). Kolejną bardzo ważną praktyką stosowaną na trwałych użytkach zielonych, a zwłaszcza na łąkach świeżych i murawach, jest wypas. Niektóre gatunki prostoskrzydłych największe liczebności osiągają właśnie na pastwiskach (Bontjer, Plachter 2002). Inne gatunki, jak np. turkuć podjadek, zimują w końskim łajnie, jeszcze inne polują na muchówki pojawiające się przy odchodach. Obecność zwierząt gospodarskich na pastwisku ogranicza dominację gatunków związanych z wysoką trawą. W wielu krajach Europy, w tym w Polsce, zmniejsza się liczba wypasanych zwierząt, a trwałe użytki zielone tracą swoje znaczenie w dostarczaniu paszy zwierzętom, która jest zastępowana kiszonką z kukurydzy.

Jednym z największych zagrożeń dla różnorodności prostoskrzydłych w naszym kraju jest proces odwrotny do intensyfikacji, tj. porzucanie użytkowania rolniczego (Jankowska-Huflejt 2008). Na trwałych użytkach zielonych objawia się on zaleganiem martwej materii organicznej, wkraczaniem gatunków inwazyjnych i wreszcie sukcesją, która prowadzi do powstania lasu. Owady prostoskrzydłe jeszcze względnie długo utrzymują się na nieużytkowanych gruntach, ale ostatecznie i tam spada ich różnorodność gatunkowa (Fartman i in. 2012). Tylko nieliczne gatunki występują w środowiskach leśnych. Dobrą praktyką chroniącą siedliska otwarte jest ich koszenie przynajmniej raz na kilka lat, usuwanie zbyt gęstych zadrzewień lub ekstensywny wypas.

4.2.4. Owady pszczołowe

Występowanie dzikich pszczół w każdym środowisku, również na trwałych użytkach zielonych, uwarunkowane jest dostępnością bazy pokarmowej oraz obecnością odpowiednich miejsc do zakładania gniazd. Na łąkach, głównie wiosną, obserwujemy obfite występowanie roślin kwiatowych dostarczających pożytku owadom. Dlatego podstawową praktyką umożliwiającą rozwój dzikich pszczół jest opóźnienie pokosu do zakończenia kwitnienia większości gatunków



Koniczyna biała w runie pastwiska (fot. D. Teper)

owadopylnych. Rolnicy mogą na użytkach rolnych dodatkowo wzbogacać bazę pożytkową pszczół przez wsiewki koniczyny łąkowej lub koniczyny białej. Drugi czynnik determinujący występowanie dzikich pszczół na użytkach zielonych ma związek z wilgotnością gleby, na którą wpływa jej rodzaj oraz poziom wód gruntowych. Przy braku roślinności dostarczającej miejsc do budowy gniazd, większość występujących tam pszczół to gatunki gniazdujące w ziemi. Z tego powodu tak ważna jest odpowiednia wilgotność gleby. Pod tym względem szczególnie cenne dla tych owadów są łąki świeże. Wysoki poziom wód gruntowych i okresowe zalewy na łąkach podmokłych sprawiają, że zakładanie tam ziemnych gniazd jest niemożliwe.

Odmienne warunki panują na pastwiskach, gdzie roślinność jest sukcesywnie zgryzana i udeptywana przez zwierzęta gospodarskie. Takie użytkowanie powoduje, że liczba gatunków kwiatowych jest niewielka. Poza trawami występują tam drobnonasienne rośliny bobowate, z których najbardziej pożądana jest koniczyna biała. Dość często spotykana jest także np. komonica zwyczajna czy lucerna.

Ponadto ważnym elementem roślinności pastwiskowej są zioła. Są one korzystnym składnikiem paszy, ale stanowią też doskonałą bazę pożytkową owadów pszczołowych. Na szczególną uwagę zasługują rośliny z rodziny wargowych, jak: jasnota purpurowa, szalwia łąkowa,



Macierzanka piaskowa jest rośliną bardzo atrakcyjną dla pszczoł (fot. D. Teper)

głowienka pospolita czy bluszcz kurdybanek, a na suchych i ubogich stanowiskach, najczęściej w pobliżu lasów, masowo oblatywana przez pszczoły, macierzanka piaskowa.

Florystyczny skład łąk zależy od wielu czynników, między innymi od rodzaju i urodzajności gleby, a także od jej zasobności w wodę. W celu zachowania dużej różnorodności gatunkowej roślin na pastwiskach należy ograniczać nawożenie mineralne azotem, ponieważ składnik ten przyspiesza wzrost traw, które zagłuszają inne cenne gatunki, wypiera rośliny bobowate i zioła. W celu poprawy jakości paszy na pastwiskach, a także poprawy bazy pożytkowej pszczoł, dobrze jest wysiewać tam nasiona roślin bobowatych drobnonasiennych.

O przydatności pastwisk dla owadów pszczołowych decyduje też intensywność prowadzonego tam wypasu. Zbyt duże obciążenie pastwiska powoduje silne zgryzanie roślin i intensywne udeptywanie, co zubaża florę pastwisk, a duże dawki azotu pochodzącego z odchodów zwierząt nadmiernie użyźniają glebę i wpływają na zmiany składu gatunkowego roślin.

Na suchych pastwiskach, przy dostatecznej bazie pokarmowej, ziemne gatunki pszczoł mają sprzyjające warunki do zakładania gniazd. Mniej korzystne warunki mają gatunki gnieźdzące się w pustych łodygach roślin, które zwykle rosną na obrzeżach pastwisk.

Według Dylewskiej (1996), na terenie Polski występuje 28 gatunków trzmieli, spośród

których najliczniejsze są: trzmiel ziemny, trzmiel kamiennik, trzmiel rudy i trzmiel gajowy. Poszczególne gatunki charakteryzują się zróżnicowanymi wymaganiami siedliskowymi. Wśród nich są gatunki typowo leśne spotykane na polanach, występujące na obrzeżach lasów i polach, bytujące na terenach górskich czy tzw. gatunki stepowe. Zarówno na łąkach, jak i pastwiskach występują trzmiel terenów otwartych. Należą do nich: trzmiel ziemny, trzmiel kołnierzykowy, trzmiel kamiennik, trzmiel ciemnopasy, trzmiel ozdobny, trzmiel olbrzymi, trzmiel rudoszary, trzmiel szary, trzmiel rudonogi, trzmiel żółty, trzmiel zmienny, trzmiel rudy.

Większość trzmieli występujących w Polsce gnieździ się w ziemnych norkach pozostawionych przez krety lub gryzonie. Jednak niektóre z nich wybierają również gruzowiska lub sterty kamieni, dziuple czy ptasie budki. Niektóre, jak trzmiel rudy, często zakładają gniazda na powierzchni ziemi w plątaninie traw. Łąki i pastwiska obfitujące w kwitnące rośliny pożytkowe są atrakcyjnymi siedliskami trzmieli, również z uwagi na dostępność miejsc do zakładania gniazd.

Ze względu na duże wymagania higieniczne stawiane producentom mleka, w wielu rejonach kraju, zwłaszcza tam, gdzie rolnictwo jest bardzo rozdrobnione, radykalnie spadło pogłowie krów mlecznych. Na tych terenach, od wiosny do jesieni, krowy wypasano najczęściej na pastwiskach należących do wiejskich wspólnot gruntowych. Spadek pogłowia bydła sprawił, że pastwiska te są użytkowane w znikomym stopniu lub przestały być użytkowane całkowicie. Brak zgrzyzania występujących tam roślin sprawia, że zmienia się ich charakterystyka florystyczna.



Zarastające pastwiska wspólnotowe. Po lewej – kępy szczawiu kędzierzawego, na środku – wierzyby na wilgotnych stanowiskach, po prawej – róża dzika, głóg jednoszyjkowy, czeremcha amerykańska, śliwa tarnina porastające suche stanowiska. (fot. D. Teper)



Nawłoc późna (roślina inwazyjna) na nieużytkowanym pastwisku wspólnotowym. (fot. D. Teper)

Nieużytkowane pastwiska mogą też zarastać roślinami inwazyjnymi, takimi jak nawłoc późna czy kanadyjska (Moroń i in. 2008). Gatunki mogą być późnoletnim pożytkiem dla pszczoły miodnej, jednak z powodu późnego terminu kwitnienia (koniec lipca – sierpień) nie są wykorzystywane przez nasze dzikie pszczoły. Nasiona nawłoci są łatwo przenoszone przez wiatr na duże odległości, dzięki czemu kolonizują coraz to nowe tereny, zwłaszcza nieużytki, a także zaniedbane łąki i pastwiska. Wypierają one naturalną roślinność, przez co baza pokarmowa dzikich owadów pszczołowych dostarczająca ciągłego pożytku całkowicie zanika, a wraz z nią znikają owady wymagające kwitnących roślin od wczesnej wiosny do późnego lata. Tylko w warunkach stałej dostępności pożytku dzikie pszczoły mogą wydać maksymalną, charakterystyczną dla danego gatunku, liczbę osobników potomnych lub pokoleń. W celu poprawy jakości pastwisk, na których zaniechano wypasu należałoby stosować kilkukrotne koszenie, ze szczególnym uwzględnieniem likwidacji gatunków inwazyjnych.

4.2.5. Motyle dzienne

Różnorodność gatunków motyli jest ściśle związana z różnorodnością gatunków roślin, a ta z różnorodnością siedlisk roślinnych. Na terenie Polski dominują motyle pospolite, niewymagające czynnej ochrony. Rozwijają się w wielu siedliskach, a w stadium gąsienicy żerują na różnych pospolitych roślinach, takich jak pokrzywa zwyczajna czy babka lancetowata. Jednakże część gatunków motyli jest przywiązana tylko do konkretnych siedlisk, najczęściej półnaturalnych, powstałych i trwających dzięki określonej działalności człowieka. Do niedawna łąki wilgotne, zmiennowilgotne, świeże oraz murawy były w sposób ekstensywny koszone, wypasane lub koszone i wypasane jednocześnie. Obecnie największe zagrożenia dla półnaturalnych środowisk roślinnych, a co za tym idzie dla wielu gatunków motyli, stanowią intensyfikacja oraz zaniechanie użytkowania. Intensywne nawożenie mineralne, częste koszenie, podsiewanie wysoko produktywnymi gatunkami roślin, a także zmiany stosunków wodnych skutkują pogorszeniem jakości i stopniowym ujednoliceniem siedlisk. Natomiast zaniechanie użytkowania, choć początkowo może zwiększyć liczebność oraz bogactwo gatunkowe motyli, długofalowo skutkuje degradacją siedliska i spadkiem różnorodności gatunkowej (Kadej i in. 2014; Kőrösi i in. 2014; Bruppacher i in. 2016).



Melioracje oraz intensyfikacja użytkowania łąk wilgotnych sprawiają, że czerwończyk nieparek jest gatunkiem zagrożonym w wielu regionach Europy (fot. G. Kaliszewski)



Zagęszczenie populacji modraszka telejusa jest bardziej zależne od obfitości występowania i kondycji mrówek *Myrmica* sp. niż zagęszczenia rośliny żywicielskiej (fot. D. Krawczyk)

Modraszek telejus, modraszek nausitous oraz modraszek alkon to trzy gatunki motyli wymienione w konwencji berneńskiej związane z siedliskami łąkowymi. Preferują podobne siedliska i mają zbliżone wymagania rozwojowe. Zasadniają rzadko koszone łąki trzęślicowe, obrzeża torfowisk niskich, czyli siedliska, na których pojawiają się ich rośliny żywicielskie: krwiściąg lekarski oraz goryczka wąskolistna (Buszko, Masłowski 2008). Wymienione trzy gatunki motyli mogą czasami współistnieć na tym samym terenie. Część ich rozwoju przebiega w gniazdach mrówek, gdzie trafiają jako młode gąsienice. Pojawienie się pierwszych osobników dorosłych przypada na początek lipca, a ostatnich na połowę i koniec sierpnia. Modraszek telejus może zacząć latać na łąkach już pod koniec czerwca. Jaja składane są w pąkach i kwiatach roślin żywicielskich, modraszek alkon czasami pozostawia je na liściach goryczki. Takie zachowanie wraz ze stosunkowo późnym pojawem motyli wymusza na łąkach trzęślicowych jeden pokos wykonywany z reguły w drugiej połowie września lub w październiku, a więc w czasie, w którym wszystkie gąsienice motyla są w mrowisku. Najbardziej optymalne wydaje się być koszenie raz na trzy lata, a przy dużych płatach siedliska rotacyjne koszenie 1/3 powierzchni w odstępach trzyletnich (Sielezniew 2012a; Sielezniew 2012b). Istnieje też inne rozwiązanie, tzn. koszenie w pierwszej połowie czerwca tak, by samice motyli miały możliwość złożenia jaj w kwiatostanach

młodych odrostów krwiściągą lub goryczki, a następnie drugie koszenie tej samej powierzchni we wrześniu. Przedstawiony powyżej model użytkowania terenu sprawdzał się przez wiele lat na Węgrzech, gdzie dwukrotne koszenie – czerwcowe i wrześniowe – nie pogarszało warunków życiowych modraszka telejusa, a jednocześnie zapobiegało wkraczaniu do siedliska gatunków roślin inwazyjnych, takich jak nawłóć późna (Kőrösi i in. 2014). Wykonanie koszenia oddziałuje niekorzystnie jedynie w czasie lotów dorosłych motyli oraz gdy larwy pozostają w kwiatostanach, czyli w lipcu i sierpniu. Szkodliwe jest także stosowanie nawozów mineralnych (eutrofizacja oraz zubożenie gatunkowe) i chemicznych środków ochrony roślin. Niezależnie od terminu użytkowania łąki należy pozostawić co roku ok. 20% powierzchni nieskoszonej, co sprzyja dorosłym osobnikom modraszka nausitousa, zapewniając im odpowiednie warunki rozwoju. Zagęszczenie populacji modraszka telejusa i modraszka nausitousa zależy w większym stopniu od obfitości występowania i kondycji mrówek niż od zagęszczenia rośliny żywicielskiej. Aby zapewnić mrówkom lepsze warunki bytowania, należy pozostawiać pasy skrajnych części łąk niekoszone przez kilka lat. Obecnie wymogi istniejące w poświęconych ochronie łąk trzęślicowych wariantach programu rolnośrodowiskowego na lata 2007–2013 (Rozporządzenie 2013) oraz w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym (Rozporządzenie 2015) tworzą dla modraszka telejusa sprzyjające warunki do rozwoju (Nowicki i in. 2007; Sielezniew 2012a).

W wilgotnych zbiorowiskach łąkowych ze związku *Calthion* można zaobserwować czerwończyka fioleteka. Warunkiem występowania osobników tego gatunku są duże

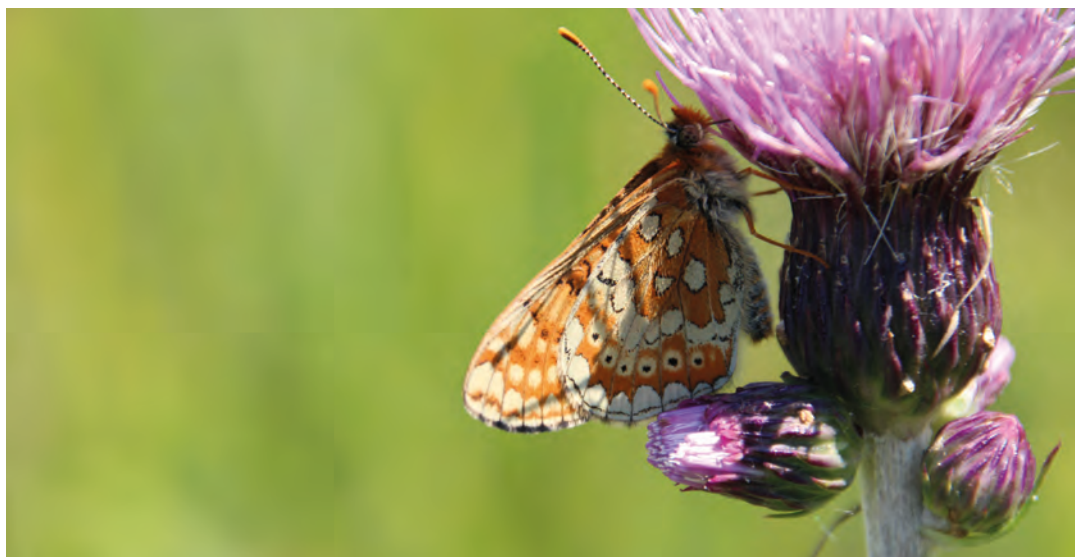


Czerwończykowi fioletkowi zagrażają zarówno intensyfikacja użytkowania, melioracje, jak również sukcesja (fot. G. Kaliszewski).

zagęszczenia rośliny żywicielskiej, jaką stanowi rdest wężownik, oraz obecność zadrzewień i zakrzaczeń chroniących od wiatru. Fioletek preferuje miejsca półotwarte, z wierzbą uszatą i wierzbą szarą, które wiosną mogą służyć jako źródło pokarmu dla świeżo przepoczwarczonych dorosłych osobników motyla. Fioletkowi zagrażają zarówno intensyfikacja użytkowania łąk i pastwisk, melioracje siedlisk, jak również zaprzestanie użytkowania i zarastanie łąk. W celu ochrony tego gatunku należy unikać w siedlisku zabiegów pratotechnicznych od połowy kwietnia do sierpnia, czyli w okresie ważnym dla cyklu życiowego motyla (Buszko, Mastowski 2008; Kadej i in. 2014).

Kolejnym gatunkiem motyla, którego cykl życiowy ściśle wiąże się z rośliną typową dla zmiennowilgotnych łąk półnaturalnych, jest przeplatka aurinia. Jej rozwój przebiega prawdopodobnie tylko na czarcikęsie łąkowym. W pierwszej połowie czerwca samice składają na spodniej stronie liści czarcikęsu liczne, żółte jaja. Gąsienice wylęgają się na początku lipca i do końca sierpnia żerują gromadnie w zbudowanym przez siebie oprzędzie. Z obserwacji przeprowadzonych na kilkudziesięciu stanowiskach w latach 2006–2008 wynika, że największe liczebności gatunek ten osiąga na łąkach i pastwiskach w trzy lata po zaprzestaniu użytkowania.

Sposobem utrzymania siedliska w dobrym stanie może być rotacyjne koszenie fragmentów powierzchni nie częściej niż raz na trzy lata lub ewentualnie coroczne koszenie jesienne



Przeplatka aurinia związana jest z terenami wilgotnymi. Szczyt liczebności osiąga w trzy lata po zaprzestaniu użytkowania. (fot. G. Kaliszewski)

z pozostawieniem tych fragmentów łąki, na których stwierdzono większe skupiska oprzędów z gąsienicami (Pałka 2010).

Badania prowadzone w Szwajcarii na łąkach użytkowanych ekstensywnie wykazały, że przesunięcie koszenia o miesiąc (z 15 czerwca na 15 lipca) oraz pozostawienie 10–20% powierzchni nieskoszonej (corocznie w innym miejscu) ma pozytywny wpływ na liczebność i liczbę gatunków motyli. Korzyści z wykorzystywania opisanej wyżej praktyki kumulowały się z każdym rokiem w ten sposób, że już po trzech latach zagęszczenie motyli na danym terenie stało się o 70% większe niż na łące koszonej standardowo po 15 czerwca. Badania wykazują, że większość gatunków odnosi korzyści przy opóźnionym koszeniu, a na dodatek gatunki motyli mono- i oligofagiczne (żywiące się jednym gatunkiem lub rodziną roślin) lepiej funkcjonują na łąkach z fragmentami niekoszonymi zapewniającymi większą różnorodność roślin oraz zróżnicowanie siedliska. Bogactwo gatunkowe motyli na łąkach koszonych po 15 lipca i tych z fragmentami niekoszonymi uznano za zbliżone do siebie, a jednocześnie przewyższające o 32% bogactwo gatunkowe motyli łąk koszonych po 15 czerwca (Bruppacher i in. 2016).

Modraszek arion jest gatunkiem motyla występującym na terenach suchych. Najlepszy wpływ na stan muraw, a tym samym na stworzenie modraszce jak najlepszych warunków do rozwoju, ma wypas, który w ostatnich latach zanika lub jest zastępowany koszeniem. Ograniczenie ekstensywnego wypasu prowadzi często do postępującej sukcesji i w konsekwencji degradacji siedliska (Tällea i in. 2016). Gatunkowi temu zagraża także celowe zalesianie. Optymalny poziom intensywności wypasu zależy od szerokości geograficznej, lokalnych warunków mikroklimatycznych oraz obecności mrówek gospodarzy. Przy północnych granicach zasięgu występowania gatunku sugeruje się utrzymywanie niskiej wysokości murawy (2–5 cm) oraz zaniechanie wypasu w okresie od początku maja do końca lipca, aby uniknąć zjadania przez zwierzęta kwiatostanów rośliny żywicielskiej. Mrówki, z którymi związany jest modraszek arion, w warunkach muraw napiaskowych preferują rzadką roślinność z płatami gołego podłoża. Macierzanka piaskowa czyli roślina żywicielska ariona, należy z kolei do gatunków pionierskich, która również zasiedla tego typu mikrosiedliska (Sielezniew 2012c).

Praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności bezkręgowców na trwałych użytkach zielonych oraz w otaczających je elementach krajobrazu rolniczego

- koszenie: optymalnie jeden lub dwa razy w roku, najlepiej późnym latem (wrzesień); unikanie pokosów w lipcu i sierpniu; jeżeli koszenie dwukrotne to najlepiej późną wiosną (w drugiej połowie czerwca) i późnym latem (wrzesień);
- koszenie i inne zabiegi pratotechniczne, najlepiej z użyciem lekkiego sprzętu rolniczego;
- koszenie od środka łąki do zewnątrz;
- używanie kosiarki listwowej zamiast rotacyjnej, unikanie mulczowania;
- unikanie synchronizowania pokosów na dużym obszarze, różnicowanie ich w czasie i przestrzeni czyli tzw. koszenie mozaikowe;
- pozostawianie na łąkach i pastwiskach refugiów, czyli nieskoszonych lub niezgryzionych przez wypasane zwierzęta miejsc; zalecane jest ich zróżnicowanie pod względem wysokości i struktury roślinności;
- koszenie na wysokości 10 cm lub wyżej;
- możliwie jak najszybsze wywiezienie ściętej biomasy;
- wypas zwierząt w małej obsadzie i nie na całości użytku w jednym roku (szczególnie na murawach kserotermicznych); najlepiej późny wypas (od drugiej połowy lipca);
- umiarkowane nawożenie naturalne i ograniczone nawożenie mineralne;
- wprowadzanie wsiewek roślin bobowatych drobnonasiennych na ubogich gatunkowo łąkach i pastwiskach;
- w przypadku dużego rozdrobnienia działek użytkowanie wspólnotowe (kolektywne) łąk i pastwisk;
- ograniczanie występowania roślin inwazyjnych (np. nawłoci) oraz zarastania przez ziołorośla, krzewy i drzewa;
- zachowanie różnych elementów krajobrazu (zakrzaczeń i oczek wodnych);
- unikanie zwalczania roślinności ruderalnej na obrzeżach łąk i pastwisk.

5. Dobre praktyki rolnicze sprzyjające zachowaniu dużej różnorodności ptaków

Krajobraz rolniczy nie jest jednolity. Grunty orne, murawy, suche i podmokłe łąki, niewielkie oczka wodne i starorzecza, pojedyncze drzewa i stare aleje, pasy zakrzaczeń oraz fragmenty pozostałości starych kompleksów leśnych tworzą jedyną w swoim rodzaju, zróżnicowaną środowiskowo i strukturalnie mozaikę. Ważnym jej elementem są również osiedla ludzkie. Różnorodność typów siedlisk pociąga za sobą znaczne zróżnicowanie gatunków awifauny, wśród której można znaleźć gatunki wyspecjalizowane, ściśle związane z określonym typem środowiska, oraz gatunki oportunistyczne o niewielkich wymaganiach pokarmowych i siedliskowych.

Wiele gatunków ptaków żywiących się bezkręgowcami poluje na owady uznawane za szkodniki lub żeruje na ich larwach. Mogą się zatem przyczynić do naturalnej ochrony roślin, zmniejszając straty w plonach. Inne gatunki, żywiące się pokarmem roślinnym, zjadają nasiona chwastów polnych, również pośrednio wpływając na plonowanie roślin.

W okresie lęgowym czynnikami wpływającymi na sukces reprodukcyjny ptaków jest, między innymi, dostępność miejsc do założenia gniazda i obecność bazy pokarmowej w ilości wystarczającej do wykarmienia potomstwa. Oprócz niebezpieczeństw wynikających ze specyfiki siedlisk lęgowych oraz obecności drapieżników, istotnym zagrożeniem dla sukcesu rozrodczego ptaków może być praktyka rolnicza, w tym np. nieodpowiedni termin wykonywania zabiegów agrotechnicznych. Na przykład dla błotniaka łąkowego łąny zbóż są doskonałym miejscem do zakładania gniazda, jednak młode opuszczają je dość późno, z reguły po żniwach. Ogrodzenie i zabezpieczenie niewielkiej powierzchni pola wokół gniazda mogłoby skutecznie ochronić lęgi tego drapieżnego ptaka.

Mimo dotychczasowych starań, ptaki związane z siedliskami otwartymi, wciąż są grupą zagrożoną, a liczebność wielu gatunków spada (Donald i in. 2006).



Różne typy użytków i nieużytków rolnych występujące na małej przestrzeni (fot. M. Jobda)

Obecnie ochrona ptaków koncentruje się przede wszystkim na zachowaniu ich siedlisk, a w mniejszym stopniu na bezpośredniej ochronie poszczególnych gatunków. Siedlisko gatunku to specyficzna kombinacja zasobów, z których on korzysta: pożywienia, schronienia, warunków koniecznych do rozrodu i odpoczynku.

Rośliny, zwłaszcza krzewy i drzewa, stanowią bardzo ważny składnik ekosystemów, ponieważ tworzą ponad gruntem wielowarstwową, kilkupiętrową przestrzeń zamieszkiwaną przez bardzo liczne populacje różnych grup zwierząt. Zadrzewienia mogą być doskonałym miejscem do żerowania ptaków, szczególnie w okresie jesieni i zimy, a zwłaszcza jeśli w ich składzie występują takie gatunki, jak głóg, bez czarny czy tarnina. Wiele gatunków ptaków, np. trznadel, kwiczoł, bogatka, sójka czy mazurek, znajduje w nich zimą również doskonałe miejsce schronienia. Niekiedy można spotkać tam także gatunki, które nie występują w tym środowisku w okresie lęgowym, np. gila, czeczotkę. Istnieje też grupa ptaków, która wykorzystuje je jako miejsce obserwacji, np. myszołów czy pustułka.

W krajobrazie rolniczym istnieje duże zróżnicowanie siedlisk, będące wynikiem z jednej strony cech naturalnych środowiska, z drugiej – sposobu jego użytkowania. Elementami wzbogacającymi różnorodność krajobrazu rolniczego są m.in.: miedze, ugory, drogi polne, zarośnięte rowy i pobocza, wilgotne obniżenia, bagienka, oczka wodne, strumienie, rzeki, naturalne brzegi

wód, pojedyncze krzewy, żywopłoty, grupy krzewów, pojedyncze drzewa, szpalery, aleje, grupy drzew, zadrzewienia śródpolne, zadrzewione cmentarze. Zwiększają one przestrzeń możliwą do zasiedlenia przez różne gatunki ptaków, są dla nich miejscami gniazdowania, ukrycia się i żerowania. Nie zawsze jednak w przypadku ptaków więcej znaczy lepiej. Na przykład takie gatunki, jak skowronek czy pliszka żółta, preferują miejsca bez krzewów i drzew. Są jednak gatunki, które wykazują odmienne preferencje, a ich obecność i liczebność jest silnie uzależniona od zróżnicowania siedlisk. Szczegółowy opis istotnych dla ptaków lęgowych cech środowiska lub elementów agrotechniki przedstawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Cechy środowiska lub elementy agrotechniki istotne dla ptaków lęgowych krajobrazu rolniczego

Rodzaj użytku	Cechy środowiska i/ lub agrotechniki istotne dla ptaków	Ważniejsze gatunki lęgowe ptaków zasiedlające użytk
Grunty orne	<ul style="list-style-type: none"> wysokość i obsada roślin wielkość pola mikrorzeźba pola sąsiedztwo z innym środowiskiem (np. z miedzą, ugorem, łąką) rodzaj oraz terminy zabiegów agrotechnicznych, głównie siewu i zbioru roślin uprawnych obecność resztek poźniwnych uprawa międzyplonów i ozimin rodzaj nawożenia oraz ochrony roślin 	błotniak łąkowy, czajka, kuropatwa, przepiórka, skowronek, świergotek polny
Łąki i pastwiska	<ul style="list-style-type: none"> wysokość roślin i jej zróżnicowanie na małych powierzchniach, giętkość lub sztywność źdźbeł i pędów, wolna przestrzeń pomiędzy roślinami, obecność kęp roślinności mikrorzeźba: dołki, bruzdy, lokalne zagłębienia lokalne podmokłości i płytkie rozlewiska wody oraz sąsiedztwo z wodami technika, częstotliwość i terminy koszenia roślinności (wyłącznie dla łąk) płaty odsłoniętej gleby obecność pasących się zwierząt, intensywność i terminy wypasu, sposób zgrzania roślin przez zwierzęta 	białorzytka, błotniak łąkowy, błotniak zbożowy, czajka, derkacz, krwawodziób, kszyc, kulik wielki, kuropatwa, pliszka żółta, pokląskwa, przepiórka, rycyk, świergotek łąkowy,
Zabudowa wiejska	<ul style="list-style-type: none"> budynki gospodarcze ze stałym dostępem do ich wnętrza zapewniającym miejsca na gniazda (np.: okapy, wnęki i szczeliny w murze, belki pod dachem, kalenice, kominy itp.) oraz dostęp do pokarmu (owady, ziarno) otwarty obieg usuwania odchodów zwierząt gospodarskich (otwarte składowiska obornika), otwarte kompostowniki 	bocian biały, dymówka, oknówka, kopciuszek, pliszka siwa, mazurek, płomykówka, pójdzka, szpak, wróbel

Rodzaj użytku	Cechy środowiska i/ lub agrotechniki istotne dla ptaków	Ważniejsze gatunki lęgowe ptaków zasiedlające użytk
Zadrzewienia śródpolne, aleje, szpalery, kępy drzew, sady, parki i cmentarze	<ul style="list-style-type: none"> wysokość roślin i jej zróżnicowanie, zwarcie i wiek drzew (obecność dziupli, wykrotów) powierzchnia/długość sąsiedztwo ze środowiskiem otwartym (pole, łąka, ugór) sąsiedztwo z innymi płacami siedlisk leśnych 	bocian biały, dudek, dzięcioł białoszy, dzięcioł duży, dzięcioł zielony, dzwonec, gawron, grzywacz, kraska, kruk, kulczyk, kwiczoł, mazurek, myszołów, ortolan, potrzyszcz, półdżka, pustułka, puszczyk, sroka, szczygieł, szpak, trznadel, turkawka, wilga, wrona siwa, zięba
Miedze, strefy buforowe wzdłuż pól i cieków	<ul style="list-style-type: none"> szerokość i długość miedzy, strefy buforowej wysokość roślin i jej zróżnicowanie, giętkość lub sztywność łodyg i pędów, wolna przestrzeń pomiędzy roślinami, obecność kęp, obecność krzewów i drzew 	białorzytka, derkacz, kuropatwa, łośówka, ortolan, pliszka żółta, pokląskwa, potrzyszcz, przepiórka, skowronek, świergotek łąkowy, trznadel
Odłogi	<ul style="list-style-type: none"> długość granicy z polem, łąką lub pastwiskiem wysokość roślin i jej zróżnicowanie, obecność krzewów 	białorzytka, derkacz, gąsiorek, kuropatwa, łośówka, makolągwa, cierniówka, ortolan, piegża, pliszka żółta, pokląskwa, potrzyszcz, przepiórka, srokosz, świergotek polny
Bagna, mokradła i miejsca zalewane wodami	<ul style="list-style-type: none"> wysokość roślin i jej zróżnicowanie, obecność kęp i krzewów proporcja powierzchni suchej do pokrytej wodą, głębokość wody, czas utrzymywania się wody na powierzchni gruntu 	czajka, derkacz, krwawodziób, kszyc, kulik wielki, łośówka, pliszka żółta, pokląskwa, rycyk, świergotek łąkowy

5.1. Dobre praktyki rolnicze na gruntach ornym

Grunty orne to najważniejszy z gospodarczego punktu widzenia element krajobrazu rolniczego. W różnych częściach kraju mają one zróżnicowany charakter zależny od jakości gleby, a także gatunków uprawianych roślin czy intensywności zabiegów agrotechnicznych. Pola to siedliska lęgowe takich gatunków ptaków, jak np.: skowronek, przepiórka, świergotek łąkowy, pokląskwa, pliszka żółta, błotniak łąkowy, czajka itd. Dla innych gatunków pola są miejscem zdobywania pokarmu, np. dla wielu gatunków ptaków drapieżnych. Pewne gatunki, jak mornel, korzystają z pól w czasie wędrówek. Grunty orne to także ważne miejsce zimowania łabędzi, gęsi z rodzaju *Anser* i innych gatunków.

Tym co wyróżnia pole jako siedlisko dla ptaków spośród innych użytków rolnych, jest jego zmienność w zależności od pory roku i gatunku uprawianej rośliny. Oziminy, międzyplony ozime czy wieloletnie rośliny pastewne, tworzą zimą okrywą roślinną zapewniającą ptakom pokarm. Natomiast część pól jest zaorywana późnym latem lub jesienią, przez co gleba zimą pozbawiona jest okrywy roślinnej, co z kolei ułatwia dostęp do całej gamy gryzoni polnych, stanowiących pokarm głównie dla ptaków drapieżnych. Płaty gruntu pozbawione zimą roślinności, na skutek zalania wodą, mogą być również dobrym miejscem żerowania dla ptaków migrujących.

5.1.1. Ważne gatunki ptaków związane z gruntami ornymi (środowisko i zagrożenia)

Skowronek

Ten najpospolitszy ptak krajobrazu rolniczego Europy jest mieszkańcem zarówno gruntów ornym, jak i użytków zielonych, preferując siedliska, w których te dwa elementy krajobrazu przeplatają się ze sobą (Kotowska, Żmihorski 2015). Jest to gatunek raczej suchych terenów otwartych (Tryjanowski i in. 2009), unika obszarów wilgotnych czy też okresowo podtapianych oraz zadrzewień i zakrzaczeń (Kuczyński, Chylarecki 2012; Kotowska, Żmihorski 2015). Nadmierna intensyfikacja i chemizacja rolnictwa prowadzi do zubożenia bazy pokarmowej skowronka (bezkęgowców, chwastów i innych roślin, których nasionami się żywi). Ważne dla utrzymania siedlisk skowronka jest także stosowanie odpowiedniego płodozmianu o dużym udziale roślin jarych (Donald, Vickery 2000). Zagrożeniem dla tego gatunku jest również wzrost powierzchni uprawy rzepaku (Donald i in. 2004).



Skowronek (fot. M. Jobda)

Świergotek polny

Zgodnie z danymi monitoringu krajowego jest to jeden z najszybciej wymierających ptaków w Polsce w ostatnich kilkunastu latach (Chodkiewicz i in. 2015). Preferuje on suche, piaszczyste tereny rolnicze zlokalizowane na najuboższych glebach, porośnięte roślinnością murawową (Gromadzki 2004b; Tryjanowski i in. 2009). Nadmierne użytkowanie muraw napiaskowych lub zaniechanie ich użytkowania, które skutkuje wkraczaniem na te tereny roślinności wysokiej to główne zagrożenia dla świergotka polnego. W sytuacji, gdy grunty, na których występuje świergotek są użytkowane, zaleca się stosowanie rotacyjnego ugorowania (Gromadzki 2004b; Błaszowska i in. 2008).



Świergotek polny (fot. M. Jobda)

Pliszka żółta

W ostatnich latach gatunek ten spotkamy zdecydowanie częściej na gruntach ornych niż na trwałych użytkach zielonych. Preferuje on szczególnie tereny charakteryzujące się dużym udziałem ziemniaka i buraka cukrowego w strukturze zasiewów. Unika obszarów porośniętych wysoką roślinnością oraz z dużym udziałem terenów podmokłych, na rzecz suchych, rozległych przestrzeni otwartych ze sporadycznie występującymi drzewami i krzewami (Kuczyński, Chylarecki 2012; Kotowska, Żmihorski 2015). Optymalne dla pliszki żółtej jest utrzymanie mozaiki gruntów ornych (Błaszowska i in. 2005) o przewadze roślin okopowych z odkrytą glebą, ponieważ to zapewnia większą dostępność pokarmu (Gilroy i in. 2008). Poważnym zagrożeniem jest zaś intensyfikacja produkcji rolniczej, głównie stosownie chemicznych środków ochrony roślin (Kotowska, Żmihorski 2015).



Pliszka żółta (fot. G. Leśniewski)

Kuropatwa

Czynnikiem wpływającym pozytywnie na liczebność kuropatwy jest duża różnorodność roślin uprawnych w krajobrazie rolniczym. Obecności tego gatunku sprzyja koszenie łąk od środka ku ich obrzeżom, co umożliwia nielotnym pisklętom ucieczkę. Pomocne w ucieczce młodych jest również stosowanie wyłazaczy. Istotne jest także zachowanie drzew i krzewów śródpolnych, które stanowią kryjówkę dla tych ptaków. Zagrożeniem dla tego gatunku jest spadek liczebności i różnorodności owadów, stanowiących jego bazę pokarmową. Jest to skutek intensyfikacji rolnictwa, a głównie stosowania chemicznych środków ochrony roślin. Jedną z praktyk rolniczych korzystnie oddziałujących na kuropatwę jest tworzenie pasów roślinności na polach ornych oraz miedz porośniętych ziołami i chwastami (Gromadzki 2004b; Błaszowska i in. 2008).



Kuropatwa (fot. M. Jobda)

5.1.2. Praktyki rolnicze na gruntach ornych wpływające pozytywnie na ptaki

Zachowanie różnych elementów krajobrazu rolniczego

Bogactwo elementów krajobrazu sprzyja większej różnorodności biologicznej i sprawnemu funkcjonowaniu całego układu przyrodniczego. Mimo, że w krajobrazie rolniczym dominują grunty orne, to współtowarzyszą im mniejsze powierzchniowo elementy, takie jak miedze, pojedyncze drzewa, krzewy i ich zgrupowania, ciekі obudowane roślinnością szuwarową, małe oczka wodne, kamieńce itp. Są one niezbędne dla wielu gatunków ptaków, gdyż stanowią z reguły zasobniejsze w pokarm płaty siedlisk. Często ptakom wystarczają przylegające do pól miedze lub pasy ugorów o szerokości kilku metrów. Takie zróżnicowanie siedliskowe daje również możliwość wyżywienia wielu migrantom i ptakom zimującym. W ramach Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2014–2020 wprowadzono płatność za tzw. „zazielenienie”, której jedną z najważniejszych składowych jest obowiązek utrzymania w gospodarstwie, które ma więcej niż 15 ha gruntów ornych, tzw. obszarów proekologicznych. Lista tych obszarów obejmuje m.in.: żywopłoty, drzewa wolnostojące i zadrzewienia liniowe oraz grupy drzew, naturalne oczka wodne wraz z roślinnością nadbrzeżną, ciekі, rowy służące do nawadniania i odwadniania pól, miedze śródpolne i okrajki pól, skupiska kamieni polnych.



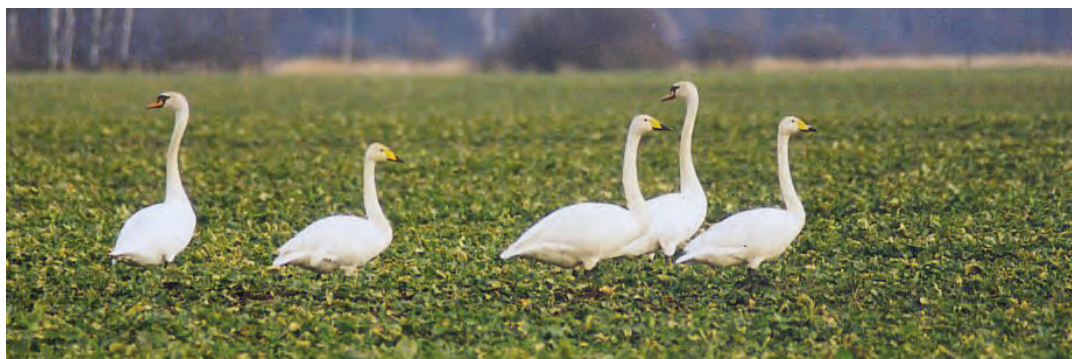
Urozmaicony krajobraz rolniczy (fot. B. Błaszowska)

Stosowanie zróżnicowanego płodozmianu

Płodozmian zapewnia, że pole nie jest wykorzystywane do uprawy jednej rośliny przez zbyt długi czas. Coroczna jej zmiana wymusza stosowanie różnych zabiegów agrotechnicznych (nawożenia, siewu, ochrony roślin, uprawy roli i zbioru). Pozwala to na zachowanie dużej różnorodności gatunków fauny i flory towarzyszącej roślinom uprawnym i stanowiącej pokarm dla ptaków (chwasty polne, owady, gryzonie itd.). Pewne gatunki ptaków, jak np. przepiórka, będą gniazdować na polach obsianych zbożami, inne będą wykorzystywać do lęgów czy żerowania pola roślin okopowych z dużym udziałem odstoniętej gleby (np. czajka). Również stosowanie różnorodnych sposobów przygotowywania pola do siewu czy sadzenia daje możliwość gniazdowania różnym gatunkom ptaków. Szczególnie atrakcyjny dla poszukiwania pokarmu jest czas orki i rozrzucania obornika czy kompostu, ponieważ odślanianie gleby wydobywa na powierzchnię głębiej żyjące organizmy. Ponadto wraz z obornikiem i kompostem trafiają na pola gryzonie i owady żyjące w tych nawozach. Ważnym elementem płatności za „zazielenienie” funkcjonującej w ramach WPR na lata 2014–2020 jest dywersyfikacja upraw. Oznacza ona, że jeżeli w gospodarstwie jest więcej niż 10 ha gruntów ornych, to należy uprawiać co najmniej 2 różne rośliny uprawne, natomiast jeżeli w gospodarstwie jest powyżej 30 ha powinny być co najmniej trzy rośliny uprawne. W obu przypadkach roślina dominująca nie może zajmować więcej niż 75% powierzchni gruntów ornych.

Utrzymywanie okrywy roślinnej zimą poprzez uprawę międzyplonów i roślin ozimych

Na części pól w rośliny jare wsiewane są utrzymywane przez kilka lat mieszanki roślin pastewnych, czasami po zbiorze rośliny uprawianej w plonie głównym wysiewane są międzyplony ścierniskowe lub ozime, które mogą być wykorzystywane w celach paszowych lub



Łabędzie zimujące na ozimie (fot. B. Błaszowska)



Najczęściej wysiewanym międzyplonem jest gorczyca (fot. M. Jobda)

jako nawóz zielony. Najlepiej, gdy są to mieszanki utworzone z kilku gatunków roślin z różnych grup uprawnych (np. zboża, oleiste, bobowate itd.). Praktyki te mają też pozytywne znaczenie dla dużej grupy ptaków zimujących, które mają dostęp do dodatkowego źródła pokarmu. Korzystają z nich rodzime populacje ptaków nieodlatujących z Polski (np. niektóre ptaki wróblowe czy coraz liczniej zimujące żurawie), a także przylatujące na zimę do nas z innych obszarów Eurazji łabędzie krzykliwe oraz gęsi z rodzaju *Anser*.

Pozostawianie po zbiorze roślin resztek późniwnych

W przypadkach, gdy pole nie jest od razu przygotowywane po zbiorze do wysiewu rośliny następczej, ptaki mają dostęp do osypanego ziarna zbóż, resztek ziemniaków, buraków cukrowych czy pozostałości innych roślin. Rozkładające się resztki organiczne pozwalają także na rozwój owadów, ich larw i poczwerek, które stają się pokarmem dla ptaków. Pozostawienie



Żurawie na wysoko skoszonej kukurydzy (fot. B. Błaszowska)

po zbiorze starannie oczyszczonego (zaoranego) pola poważnie zmniejsza zasoby pokarmu dostępnego dla ptaków w okresie jesienno-zimowym.

Okresowe wyłączenie części gruntów ornych z użytkowania (ugorowanie)

Grunty orne po zaprzestaniu uprawy zarastają niską roślinnością półnaturalną. Po roku lub dwóch latach są ponownie włączane do użytkowania. Ta roślinność w naturalny sposób kolonizująca dawne użytki rolne stanowi bardzo bogate żerowisko i miejsca lęgowe dla różnych grup ptaków. Zespoły zasiedlających je ptaków zmieniają się w zależności od czasu trwania ugorowania.

Zakaz stosowania pestycydów

Powszechne stosowanie pestycydów, może negatywnie oddziaływać na różne gatunki ptaków. Wiele pestycydów, po tym jak zostaną użyte, przechodzi cykl przemian fizycznych, chemicznych i biologicznych. Nadal jednak pozostają one w środowisku, docierają do organizmów żywych i gromadzą się w nich. Im mniej chemicznych środków ochrony jest stosowanych w uprawie roślin, tym więcej organizmów stanowiących pokarm dla ptaków zasiedla pola. Całkowity zakaz stosowania tych środków obowiązuje w rolnictwie ekologicznym.

Utrzymywanie małych powierzchni pól

Powierzchnie pól powinny być niewielkie. Im są większe tym trudniej o zróżnicowaną strukturę zasiewów i związaną z nią różnorodność zasiedlających je organizmów stanowiących pokarm dla ptaków. Gatunkiem, którego obecność w krajobrazie rolniczym w dużym stopniu zależy od wielkości pola jest kuropatwa. W Wielkopolsce zbadano jej wymagania pod względem struktury środowiska (Panek, Kamieniarz 2000). Kuropatwy występowały ponad dwa razy częściej na małych polach (poniżej 10 ha) niż na polach większych (powyżej 10 ha). Ptaki przebywały najczęściej na obrzeżach pola, w odległości do 5 metrów od jego granicy, rzadziej na fragmentach położonych bliżej środka, tzn. w odległości od 5 do 20 m od jego skraju, a unikały przestrzeni położonych najbliżej środka uprawy, czyli odległości większych niż 20 m od brzegu pól. Brzeg pola stykający się z miedzą, poboczem drogi, zarośniętym brzegiem rowu, grupą krzaków lub drzew, sadem albo nieużytkiem jest najwłaściwszym miejscem dla kuropatw. Budują one gniazda często już poza

polem, ukryte w trawach, zaroślach lub pod krzakiem albo na polu, ale nie dalej niż 5 metrów od jego granicy.

Zakaz wypalania ściernisk

Wypalanie powoduje straty zarówno organizmów stanowiących pokarm dla ptaków, jak i bezpośrednio niszczy gniazda i nielotne pisklęta oraz samo siedlisko.

5.1.3. Podsumowanie

Praktyki rolnicze wpływające pozytywnie na ptaki na gruntach ornych oraz w otaczających je elementach krajobrazu rolniczego

- utrzymywanie dużej różnorodności krajobrazu rolniczego;
- stosowanie zróżnicowanego płodozmianu;
- utrzymywanie okrywy roślinnej zimą poprzez uprawę międzyplonów i roślin ozimych;
- pozostawianie resztek poźniwnych po zbiorze roślin uprawnych;
- okresowe wyłączanie części gruntów ornych z użytkowania (ugorowanie);
- ograniczenie stosowania pestycydów;
- utrzymywanie małych powierzchni pól;
- zakaz wypalania ściernisk.

5.2. Dobre praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych

Ptaki związane z łąkami i pastwiskami są przedstawicielami różnych grup taksonomicznych, jednak większość z nich należy do dwóch zespołów związanych z określonymi siedliskami, tj.: ptaków typowych dla otwartego krajobrazu łąk i pastwisk (odbywających na nich lęgi i spędzających tu większą część życia) oraz grupę pozostałych gatunków związanych z innymi siedliskami, które jednak na łąkach i pastwiskach znajdują potrzebne do życia zasoby, m.in. pokarmowe. Łąki to miejsca lęgowe dużej grupy ptaków siewkowych, takich jak: czajka, kszyc, krwawodziób, rycyk, kulik wielki, dubelt, batalion, jak również innych gatunków łąkowych, np. wróblowych reprezentowanych przez takie gatunki jak: świerszczak, świergotek łąkowy czy pokląskwa. Dla niektórych gatunków potrzebna jest w siedliskach łąkowych obecność specyficznych elementów środowiska, np. dla potrzosa ważne jest występowanie zarośniętych szuwarami oczek wodnych. Z tego siedliska korzysta też duża grupa różnorodnych gatunków wyprowadzających lęgi poza łąkami. Łąki to podstawowe żerowisko bociana białego, szpaka oraz wielu gatunków ptaków drapieżnych np.: sów, kani rudej, pustułki. Wiosną i jesienią trwałe użytki zielone są bardzo ważnym miejscem dla ptaków migrujących, które tutaj odpoczywają i regenerują siły do dalszej wędrówki (gęsi, kaczki, ptaki siewkowe, szpaki, żurawie).

5.2.1. Ważne gatunki ptaków związane z trwałymi użytkami zielonymi (środowisko i zagrożenia)

Gniazdowanie ptaków na trwałych użytkach zielonych jest uzależnione od zespołu cech siedliskowych, takich jak: wysokość i zwartość roślinności, skład gatunkowy roślin, obecność zadrzewień i zakrzaczeń, wilgotność siedliska itd. Ponadto istotna jest wielkość i lokalizacja w krajobrazie płatu siedliska łąkowego.

Derkacz

Preferowanymi siedliskami wybieranymi przez ten gatunek są użytkowane rolniczo tereny otwarte i półotwarte, poprzecinane płatami nieużytków z wysoką roślinnością, które stanowią dla derkacza doskonałe miejsca schronienia (Tryjanowski i in. 2009). Jednym z najważniejszych zagrożeń dla tego gatunku jest niewłaściwie wykonywanie zabiegów pratotechnicznych, w szczególności zbyt wczesne koszenie łąk. Derkacz występuje znacznie częściej w miejscach



Derkacz (fot. C. Korkosz)

z większym udziałem użytków zielonych niż pól, unika terenów o dużym pokryciu drzew i krzewów, a także zalanych przez wody powierzchniowe. Wykazano pozytywny wpływ wariantu ptasiego pakietów przyrodniczych na lata PRŚ na lata 2007–2013 na rozpowszechnienie derkacza. Okazuje się, że zdecydowanie bardziej cenne dla niego są tereny z wysoką roślinnością. Derkacz preferuje miejsca o użytkowaniu kośnym lub kośno-pastwiskowym (Kotowska, Żmihorski 2015). W trosce o zachowanie optymalnych siedlisk dla tego gatunku należy powstrzymywać osuszanie trwałych użytków zielonych oraz przekształcanie ich na grunty orne, jak również przeprowadzać koszenie łąk od środka do zewnątrz, kosić łąki późno, najlepiej po 1 sierpnia ograniczać zagęszczenie wypasanych zwierząt na pastwisku, unikać upraszczania struktury roślinności (podsiewania szlachetnymi gatunkami traw) (Gromadzki 2004a; Błaszowska i in. 2005; Błaszowska i in. 2008).

Czajka

Najbardziej preferowanym przez czajkę siedliskiem są półnaturalne, ekstensywnie użytkowane podmokłe łąki kośne i pastwiska, które stanowią płaskie tereny otwarte z niską roślinnością zielną, leżące w pobliżu płytkich zbiorników wodnych. Czynnikiem eliminującym jest występowanie drzew, krzewów i wysokiej roślinności. Optymalnymi żerowiskami są tereny z niską roślinnością i wilgotnymi glebami, np. obniżenia terenu z płytką wodą stojącą, płytkie rozlewiska. Na skutek zmniejszenia ilości optymalnych siedlisk gatunek ten coraz częściej



Czajka (fot. M. Kowalewski)

zasiedla grunty orne, szczególnie jest to widoczne na terenach o niewielkim udziale pastwisk, poniżej 25% (Kuczyński, Chylarecki 2012). W prowadzonych przez Instytut Technologiczno-Przyrodniczy badaniach wpływu pakietów przyrodniczych na lata PRŚ na lata 2007–2013 na ornitofaunę wykazano, że prawdopodobieństwo występowania czajki wzrastało wraz ze wzrostem udziału gruntów ornich w bliskim sąsiedztwie punktu kontrolnego. Wbrew pierwotnym założeniom rozmieszczenie czajki w monitoringowych lokalizacjach nie było związane z udziałem terenów podmokłych, a wpływ ujemny na występowanie miała obecność drzew i krzewów, co potwierdza preferowanie przez czajki terenów otwartych. Na występowanie czajki nie wpływała jednak obecność zwierząt gospodarskich (Kotowska, Źmihorski 2015). Optymalne użytkownie na terenach łągowych tego gatunku powinno uwzględniać utrzymywanie gospodarki kośnej w celu ograniczania zarastania przez drzewa i krzewy. Pomimo, że gatunek ten coraz częściej gniazduje na gruntach ornich, nie rekompensuje to utraty optymalnych siedlisk, jakie stanowią podmokłe łąki i pastwiska. Dzieje się tak dlatego, gdyż sukces reprodukcyjny tego gatunku na polach jest niski z powodu niszczenia łągów podczas zabiegów agrotechnicznych lub zbyt silnego wzrostu roślinności w okresie od zajęcia terytorium do wyklucia piskląt. Podobnie przeżywalność młodych po wykluciu jest często niska, ze względu na brak odpowiednich miejsc żerowania w bliskiej okolicy gniazda. W przypadku łągowisk wśród łąk, ważne jest koszenie od środka ku ich skrajowi i w optymalnych terminach, stosowanie wyplaszaczy, pozostawianie pasów niekoszonych,

ograniczenie stosowania nawozów mineralnych, przeciwdziałanie sukcesji ekologicznej (usuwanie trzciny, samosiewów olszy, wierzby) na nieużytkowanych łąkach (Gromadzki 2004b; Błaszowska i in. 2008).

Kszyk

Kszyk występuje na wilgotnych łąkach, torfowiskach, niekiedy zasiedla również śródleśne tereny podmokłe. Czynnikiem decydującym o obecności kszyka jest odpowiednia wilgotność siedliska, która warunkuje występowanie preferowanej bazy pokarmowej (głównie bezkręgowców). Poważnym zagrożeniem są dla niego wszelkie zabiegi prowadzące do osuszania mokradeł i regulacji rzek. Wykazano, że stosowanie wariatów ptasich pakietów przyrodniczych PRŚ na lata 2007–2013 wpływa pozytywnie na rozpowszechnienie tego gatunku. Jak wykazały badania, zarówno bliskie sąsiedztwo lasów, jak i występowanie zwierząt gospodarskich w granicach siedliska kszyka nie ma znaczącego wpływu na występowanie tego gatunku (Kotowska, Żmihorski 2015).



Kszyk (fot. M. Kowalewski)

Świergotek łąkowy

W ostatnich latach odnotowano umiarkowany spadek liczebności i rozpowszechnienia tego gatunku. Świergotek łąkowy związany jest z terenami otwartymi. Spotkać go można głównie na podmokłych łąkach i pastwiskach oraz na torfowiskach pokrytych bujną roślinnością. Czynnikiem wpływającym negatywnie na występowanie świergotka łąkowego, nawet



Świergotek łąkowy (fot. M. Jobda)

w siedliskach optymalnych, jest wysoki poziom lustra wody. Zagroza mu również utrata siedlisk, jaka ma miejsce w wyniku przekształcania użytków zielonych na grunty orne oraz osuszanie torfowisk i podmokłych łąk. Ważne dla obecności tego gatunku jest również utrzymywanie użytkowania na łąkach i pastwiskach (Gromadzki 2004b; Błaszowska i in. 2008). Nie stwierdzono, by stosowanie wariatów ptasich pakietów przyrodniczych na lata PRŚ na lata 2007–2013 miało wpływ na występowanie tego gatunku (Kotowska, Żmihorski 2015).

Rycyk

Gatunek ten gniazdo zakłada na ziemi, głównie na podmokłych łąkach i pastwiskach, wśród płatów roślinności o średniej wysokości. Nie może być ona jednak zbyt wysoka, gdyż utrudnia to rycykowi obserwację okolicy. Rycyk unika bliskiego sąsiedztwa drzew i krzewów, być może dlatego, że mogą one stanowić kryjówkę dla drapieżników (Kotowska, Żmihorski 2015). Gatunkowi temu zagraża osuszanie i zaprzestanie użytkowania siedlisk łąkowych. Wykazano również, że duża obsada bydła oraz zbyt wczesny termin rozpoczynania wypasu oddziałują na niego negatywnie. Nie bez znaczenia jest również utrata siedlisk spowodowana rezygnacją z wolnego wypasu na rozległych wygonach, na korzyść wypasu kwaterowego na niewielkich działkach. Utrata siedlisk spowodowana jest również zaniechaniem wykaszania łąk szczególnie w dolinach rzecznych, jak również przekształcaniem łąk i pastwisk na grunty orne. Na gatunek ten negatywnie oddziałuje również zwiększenie intensywności użytkowania łąk, zwiększenie nawożenia



Rycyk (fot. M. Jobda)

mineralnego i podsiewanie gatunkami wysoko wydajnych traw. Ponadto zasypywanie podmokłych obniżen terenu i osuszanie okresowych zabagnień, skutkuje spadkiem sukcesu rozrodczego, gdyż eliminowane są istotne miejsca żerowania piskląt (Gromadzki 2004b; Błaszowska i in. 2008).

5.2.2. Praktyki rolnicze na trwałych użytkach zielonych wpływające pozytywnie na ptaki

Odpowiedni termin koszenia

Koszenie to najważniejszy z punktu widzenia ochrony ptaków element pratotechniki, oddziałujący szczególnie na ptaki zakładające gniazda na ziemi. Koszenie wykonane zbyt wcześnie, między końcem maja a początkiem czerwca, z reguły niszczy jaja i gniazda założone na ziemi, wypłasza dorosłe ptaki siedzące na gnieździe, zabija te kryjące się i uciekające, odsłania gniazda, a także może zmniejszać zasobność pokarmową siedliska ptaków. Termin koszenia jest w dużej mierze związany z regionem geograficznym i typem łąki. W zależności od tego, jakie gatunki ptaków występują na danym obszarze, zalecane są różne terminy i różna liczba pokosów.

Odpowiednia technika koszenia

Stosowanie odpowiedniego sprzętu do koszenia ma znaczenie dla ochrony ptaków zasiedlających łąki. Jeśli koszenie odbywa się w szybkim tempie, jest jednorazowe i obejmuje duże powierzchnie łąk, należy spodziewać się zniszczenia gniazd założonych wśród traw,



Koszenie łąk wykonane w odpowiedni sposób sprzyja ochronie ptaków (fot. Ł. Mucha)

strat piskląt i nielotnych młodych ptaków, które nie są w stanie szybko zmienić miejsca swojego przebywania. Dlatego ważne jest, aby kosić w miarę powoli, a płaty łąk były koszone tak, aby nie odcinać drogi ucieczki nielotnym pisklątom (np. koszenie od środka łąki ku jej brzegom, koszenie łąk sąsiadujących ze sobą w odstępach kilkudniowych, tak aby dać ptakom



Stosowanie wyplaszaczy może ograniczać śmiertelność zwierząt w trakcie koszenia (fot. K. Konieczny)

możliwość przeniesienia się na inne fragmenty łąki). Dobry efekt daje także stosowanie różnego rodzaju wyłazaczy, których hałas powinien płoszyć ptaki zanim na powierzchnię wjedzie kosiarka.

Odpowiednia wysokość koszenia

Koszenie niskie, poniżej 5 cm, pozbawia rośliny dolnych liści i łodyg zawierających chlorofil, niezbędnych do regeneracji ich nadziemnych części. Obumierają wtedy pozostałe części zielone roślin, a one same rozpoczynają powolną regenerację z części podziemnych. Łąka długo wraca do pożądanego przez ptaki stanu, tzn. takiego, w którym rośliny odrastają do wysokości pozwalającej na bezpieczne ukrycie się. Z drugiej strony zahamowanie wegetacji roślin, szczególnie w miejscach wilgotnych i podmokłych, pozwala na dłuższe utrzymanie odśloniętej gleby i ułatwia ptakom dostęp do organizmów w niej żyjących. Najkorzystniejsze jest koszenie powyżej 15 cm.

Pozostawianie w większych płatach łąk powierzchni niewykoszonych

Ta praktyka jest szczególnie zalecana w miejscach, gdzie łąki stanowią duże zwarte kompleksy i są intensywnie użytkowane. Jednoczesne koszenie dużych połaci łąk pozbawia ptaki bezpiecznego miejsca przebywania i nie pozwala na odchowanie piskląt. Dlatego dobrą praktyką jest pozostawienie na łąkach fragmentów niewykoszonych, tak aby były one refugiami (ostojami) nie



Wykoszona łąka z pozostawionym fragmentem nieskoszonym (fot. M. Jobda)

tylko dla ptaków, ale też innych organizmów. Niekoszone płaty powinny stanowić z reguły około 1/5 powierzchni łąki i powinny być wyznaczone na różnych jej fragmentach w kolejnych latach użytkowania.

Odpowiedni termin i sposób zbioru biomasy

Składowanie i przetrzymywanie przez kilka dni skoszonej runi na łące sprzyja osypywaniu się nasion, pozwala na zachowanie lokalnej ich puli, a jednocześnie daje pokarm ptakom. Stosunkowo nowa praktyka, jaką jest gromadzenie pasz w postaci sianokiszonki, zubaża roślinność na łące (eliminuje możliwość naturalnego podsiewania łąki) i pośrednio ogranicza zasoby pokarmowe ptaków.



Baloty z sianokiszonką (fot. M. Jobda)

Ekstensywny wypas

Wypas wpływa bardzo korzystnie na siedliska ptaków, ponieważ pasące się zwierzęta zmieniają fizjonomię pastwiska, a także pozostawiając swoje odchody, naturalnie je nawożą. Zgryzanie runi udostępnia teren tym gatunkom ptaków, które potrzebują do rozwoju niskiej roślinności. Koncentrowanie się zwierząt w preferowanych miejscach, wydeptywanie ścieżek na pastwisku często powoduje, że powstają płaty odsłoniętej gleby, które później stanowią bardzo dobre miejsca do poszukiwania pokarmu przez ptaki.

Gatunek wypasanych zwierząt

Wpływ na fizjonomię siedliska ma zróżnicowanie gatunkowe zwierząt przebywających na pastwisku. Związane jest to z preferencjami żywieniowymi zwierząt i techniką pobierania pokarmu. Inne potrzeby ma bydło (duże zapotrzebowanie na białko), inne posiadają konie, a jeszcze inne pozostałe gatunki zwierząt. Konie zgryzają trawę tuż przy gruncie, natomiast krowy zagarniają trawę językiem, zostawiając znacznie dłuższą ruń. Trawa zgryzana tuż przy ziemi znacznie trudniej się regeneruje, przez co na pastwisku mogą powstawać płyty pozbawione roślinności, które później penetrują ptaki. Po wypasie bydła na łące pozostają kępy niewyjedzonej roślinności, czyli niedojady. Ruń poprzecinana racicami z czasem przybiera strukturę dolinkowo-kępkową i dzięki temu powstają odpowiednie miejsca do gniazdowania wielu gatunków ptaków. Dobre rezultaty daje wypas stad mieszanych lub następujące po sobie wypasanie różnych gatunków. Obecność zwierząt zwiększa zasoby pokarmowe ptaków (pojawiają się owady żywiące się krwią zwierząt, ich odchodami). Poruszające się po terenie zwierzęta płoszą owady przez co ułatwiają ptakom ich znalezienie i schwytanie. Jednak zbyt duże obciążenie pastwiska w sezonie lęgowym prowadzi do niszczenia gniazd, jaj, piskląt, a nadmiernie wygryziona roślinność nie maskuje gniazd.



Mieszany wypas bydła i koni na pastwisku (fot. B. Błaszowska)

Odpowiedni termin rozpoczęcia wypasu oraz właściwa wielkość stad

Ma to szczególne znaczenie dla ochrony ptaków lęgowych gniazdujących na ziemi. Zbyt wczesne wyprowadzanie zwierząt na pastwiska może być zagrożeniem dla ptaków zakładających gniazda bezpośrednio na glebie lub w niskiej roślinności, tak jak jest to w przypadku czajki. Duże stado poruszające się po pastwisku może niszczyć gniazda i pisklęta oraz przepłaszać dorosłe ptaki poszukujące miejsc na gniazda. W celu zminimalizowania zagrożenia zniszczenia gniazd i lęgów, stosuje się niekiedy zabezpieczenia płatów pastwiska o dużej koncentracji gniazd. Jednak główną praktyką mającą na celu zmniejszenie tego zagrożenia, powinno być utrzymywanie odpowiedniego obciążenia pastwiska. Dlatego też, w gospodarstwach wdrażających działania rolno-środowiskowo-klimatyczne, wprowadzono formalne ograniczenia wielkości stad wypasanych oraz odpowiednie terminy rozpoczęcia wypasu na użytkach zielonych. Początek wypasu dopuszczalny jest od 1 maja na terenach nizinnych i od 20 maja na terenach wyżynnych i górskich. W niektórych wariantach przewiduje się także mniejszą obsadę zwierząt w miesiącach, kiedy na łąkach lęgną się ptaki. Dotyczy to łąk objętych wariantami ptasimi pakietu 4. Cenne siedliska i zagrożone gatunki ptaków na obszarach Natura 2000. Terminy te są zróżnicowane w zależności od grupy gatunków. Mniejsza obsada zwierząt obowiązuje do 15 czerwca w przypadku stwierdzenia obecności czajki, kszyka, krwawodzioba i rycyka, do 10 lipca przy występowaniu dubelta i kulika wielkiego i do 31 lipca – w przypadku wodniczki.



Wygradzenie powierzchni lęgów ptaków na pastwisku (fot. F. Kowalczyk)

Utrzymanie w krajobrazie rolniczym różnych elementów związanych z wodą

Różnorodność elementów krajobrazu rolniczego podnosi znacząco atrakcyjność terenu dla ptaków. W kompleksach łąk i pastwisk duże znaczenie ma obecność małych lokalnych zbiorników wodnych, okresowo występujących rozlewisk oraz małych cieków. Większa jest wtedy zasobność terenu w pokarm dla ptaków. Z drugiej strony podwyższona wilgotność terenu sprzyja rozwojowi roślinności łąkowej. Brzegi rozlewisk z odsłoniętą glebą dają możliwości znalezienia pokarmu, takim ptakom jak m.in. kszysk, krwawodziób czy kulik wielki.

Zaniechanie przekształcania łąk i pastwisk na grunty orne lub celowego ich zalesiania

Postępująca w ostatnich latach intensyfikacja rolnictwa przejawia się między innymi w przekształcaniu części użytków zielonych w grunty orne. Często dzieje się to kosztem łąk położonych na gruntach organicznych, które są zaorywane w celu uzyskiwania żyznych siedlisk do produkcji rolniczej. W konsekwencji następuje ubożenie zasobów przyrodniczych, znikają siedliska ptaków łąkowo-mokradłowych i innych zwierząt. Na skutek zmian właściwości fizyczno-chemicznych środowisko traci zdolności do magazynowania wody i zmniejsza się jej lokalna retencja. Część łąk ze względu na spadek zapotrzebowania na pasze jest celowo zalesiana, co skutkuje całkowitym wycofaniem się ptaków łąkowych.



Zalesienie na łąkach (fot. M. Jobda)

Ekstensyfikacja użytkowania łąk

Łąki poddane intensywniejszym zabiegom, takim jak, zwiększone nawożenie, wałowanie i obsiewanie bardziej wydajnymi gatunkami traw i innych roślin paszowych zmieniają swoją fizjonomię i stają się ubogie gatunkowo. Często intensyfikacja użytkowania obejmuje znaczne powierzchnie łąk w dolinach rzek, trwale zmieniając warunki dla ptaków. Ubogie gatunkowo łąki z dominacją jednego lub kilku wysiewanych gatunków, tak jak i inne monokultury, oznaczają mniejsze zasoby pokarmowe dla ptaków, mniej zróżnicowane warunki do założenia gniazd i odchowania młodych ptaków.

Zaniechanie osuszania łąk

Jest to jedno z najważniejszych zagrożeń dla wszystkich łąk w Polsce. Łąka mokra i wilgotna to najbardziej zasobne siedlisko dla ptaków terenów otwartych. Osuszanie ich wiąże się ze spadkiem różnorodności zarówno ptaków, jak i innych grup zwierząt oraz roślin, na skutek zmniejszenia ilości wody w siedlisku. Dlatego w działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym wprowadzono zakaz tworzenia nowych, rozbudowy i odtwarzania istniejących systemów melioracyjnych za wyjątkiem urządzeń mających na celu utrzymanie lub poprawę wartości przyrodniczej.



Duże powierzchnie ubogich gatunkowo łąk (fot. B. Błaszowska)



Pogłębiony ciek na użytkach zielonych (fot. M. Jobda)

5.2.3. Wymogi działania rolno-środowiskowo-klimatycznego w wariantach dedykowanych ochronie cennych siedlisk lęgowych ptaków

Tabela 6. Wymogi pakietów przyrodniczych DRŚK – pakiet 4. Cenne siedliska i zagrożone gatunki ptaków na obszarach Natura 2000 i pakiet 5. Cenne siedliska poza obszarami Natura 2000, warianty służące ochronie cennych siedlisk lęgowych ptaków (Rozporządzenie 2015)

Wariant działania rolno-środowiskowo-klimatycznego		4.8	4.9	4.10	4.11
Gatunki kwalifikujące		rycyk, kszyk, krwawodziób, czajka	wodniczka	dubelt, kulik wielki	derkacz
Rodzaj użytkowania		kośne, pastwiskowe, kośno-pastwiskowe lub naprzemienne	kośne, kośno-pastwiskowe lub naprzemienne	kośne, pastwiskowe, kośno-pastwiskowe lub naprzemienne	kośne, kośno-pastwiskowe lub naprzemienne
Użytkowanie kośne	częstotliwość koszenia	dwa pokosy w ciągu roku, torfowiska – jeśli ekspert dopuści taką możliwość to koszenie jednokrotne	jeden pokos w roku lub koszenie całej działki co 2 lata – do decyzji eksperta	jeden lub dwa pokosy w roku – do decyzji eksperta, w szczególnych przypadkach – koszenie całej powierzchni co 2 lata – do decyzji eksperta	jeden pokos w roku
	termin koszenia	15.06–15.07 i 15.08–31.10	15.08–15.02 kolejnego roku	10.07–31.07 i 15.08–31.10	01.08–31.10
	pozostawienie fragmentu nieskoszonego	15%–20% działki, w przypadku dwóch koszeń w danym roku – ten sam fragment, w przypadku koszeń w kolejnych latach – inne fragmenty. W przypadku działek do 1 ha dopuszczalna jest rezygnacja z pozostawiania nieskoszonego fragmentu lub pozostawienie go jw. – do decyzji eksperta	w przypadku corocznego koszenia – pozostawienie nieskoszonego fragmentu o powierzchni 15%–85% działki (do decyzji eksperta). W dwóch kolejnych latach należy pozostawić inne fragmenty nieskoszone	15%–20% działki, w przypadku dwóch koszeń w danym roku – ten sam fragment, w przypadku koszeń w kolejnych latach – inne fragmenty. W przypadku działek do 1 ha dopuszczalna jest rezygnacja z pozostawiania nieskoszonego fragmentu lub pozostawienie go jw. – do decyzji eksperta. W szczególnych przypadkach, w odniesieniu do turzycowisk, zwłaszcza kępiastych, pozostawienie nieskoszonego fragmentu na 50% powierzchni działki	15%–20% działki, w przypadku dwóch koszeń w danym roku – ten sam fragment, w przypadku koszeń w kolejnych latach – inne fragmenty. W przypadku działek do 1 ha dopuszczalna jest rezygnacja z pozostawiania nieskoszonego fragmentu lub pozostawienie go jw. – do decyzji eksperta
	usunięcie skoszonej biomasy	w terminie do 2 tygodni, w tym zakaz pozostawiania rozdrobnionej biomasy, w przypadku ułożenia biomasy w przyzmy, w tym przyzmy balotowe, stogi lub brogi, należy usunąć ją do 1 marca następnego roku			

Wariant działania rolno-środowiskowo-klimatycznego		4.8		4.9		4.10		4.11	
Użytkowanie pastwiskowe	obsada (DJP/ha)	do 0,5	od 0,5 do 1,5	nie jest dopuszczalne		do 0,5	od 0,5 do 1,5	nie jest dopuszczalne	
	termin wypasu	15.05–15.06	15.06–31.10			15.05–10.07	10.07–31.10		
	wykoszenie niedojadów	w terminie od 15.08 do 15.11; biomasę, również rozdrobnioną należy usunąć w ciągu 2 tygodni lub ułożyć w przyzmy, które należy usunąć do 1 marca kolejnego roku				w terminie od 15.08 do 15.11; biomasę, również rozdrobnioną należy usunąć w ciągu 2 tygodni lub ułożyć w przyzmy, które należy usunąć do 1 marca kolejnego roku			
	koniki polskie i konie huculskie	01.04–15.06	15.06–31.03			01.04–10.07	10.07–31.03		
Użytkowanie kośno-pastwiskowe	częstotliwość koszenia	jednokrotne w ciągu roku		jeden pokos w roku, lub koszenie całej działki co 2 lata wg decyzji eksperta		jednokrotne w ciągu roku		jednokrotne w ciągu roku	
	termin koszenia	15.06–31.10		15.08 – 15.02 kolejnego roku		10.07–31.07		15.08–31.10	
	pozostawienie fragmentu niekoszonego	jak przy użytkowaniu kośnym							
	usunięcie skoszonej biomasy	jak przy użytkowaniu kośnym							
	obsada (DJP/ha)	0,5–1,5		do 0,5	do 1	do 1			
	Termin wypasu	po pokosie, do 31.10		15.05–31.07	01.08–31.10	po pokosie, do 31.10			
Dodatkowe zabiegi	nawożenie	tylko przy użytkowaniu kośnym, do 60 kg N/ha/rok, z wyłączeniem obszarów nawożonych przez namuły rzeczne		zakaz nawożenia		tylko przy użytkowaniu kośnym, do 60 kg N/ha/rok, z wyłączeniem obszarów nawożonych przez namuły rzeczne		zakaz nawożenia	
	wapnowanie	zakaz wapnowania							

Wariant działania rolno-środowiskowo- -klimatycznego	4.8	4.9	4.10	4.11
Zakazy	Stosowania zabiegów agrotechnicznych i pielęgnacyjnych od 1 kwietnia do terminu pierwszego pokosu lub do 15 czerwca w przypadku użytkowania pastwiskowego	Stosowania zabiegów agrotechnicznych i pielęgnacyjnych od 1 kwietnia do terminu pierwszego pokosu	Stosowania zabiegów agrotechnicznych i pielęgnacyjnych od 1 kwietnia do terminu pierwszego pokosu, a w przypadku użytkowania pastwiskowego – do 10 lipca	Stosowania zabiegów agrotechnicznych i pielęgnacyjnych od 1 kwietnia do terminu pierwszego pokosu
	<ol style="list-style-type: none"> 1. Wałowania, stosowania komunalnych osadów ściekowych oraz stosowania podsiewu; 2. Włókowania w okresie od dnia: <ol style="list-style-type: none"> a) 1 kwietnia do dnia 1 września na obszarach nizinnych (poniżej 300 m n.p.m.), b) 15 kwietnia do dnia 1 września na obszarach wyżynnych i górskich (powyżej 300 m n.p.m.); 3. Stosowania środków ochrony roślin, z wyjątkiem selektywnego i miejscowego niszczenia uciążliwych gatunków inwazyjnych z zastosowaniem odpowiedniego sprzętu (np. mazaczy herbicydowych); 4. Tworzenia nowych, rozbudowy i odtwarzania istniejących systemów melioracyjnych, z wyjątkiem konstrukcji urządzeń mających na celu dostosowanie poziomu wód, wykorzystując istniejące systemy melioracyjne do wymogów siedliskowych gatunków będących przedmiotem ochrony, jeżeli takie działania zostaną szczegółowo określone przez eksperta przyrodniczego; 5. Składowania biomasy wśród kęp drzew i zarośli, w rowach, jarach i innych obniżeniach terenu. 6. Mechanicznego niszczenia struktury gleby, w tym bronowania i przeorywania. 			

5.2.4. Podsumowanie

Praktyki rolnicze wpływające pozytywnie na ptaki na trwałych użytkach zielonych

A. ŁĄKI

- Termin koszenia dostosowany do biologii gatunku. Dla najważniejszych gatunków łąkowych jest to:
 - a) w przypadku derkacza koszenie po 1 sierpnia i najlepiej do 31 października;
 - b) w przypadku czajki, krwawodzioba i rycyka najlepiej dwa pokosy w ciągu roku – pierwszy w terminie od 15 czerwca do 15 lipca, drugi od 15 sierpnia do 31 października;
 - c) w przypadku wodniczki jeden pokos w roku po 15 sierpnia i najlepiej do 15 lutego kolejnego roku lub koszenie całej powierzchni działki rolnej co 2 lata;
 - d) w przypadku dubelta i kulika wielkiego jeden lub dwa pokosy. Pierwszy pokos od 10 lipca do 31 lipca, drugi pokos od 15 sierpnia do 31 października.
W szczególnych przypadkach dopuszczalne jest koszenie całej powierzchni działki rolnej co 2 lata;
- Koszenie inaczej niż od zewnątrz do środka łąki;
- Pozostawianie na większych płatach łąk fragmentów niewykoszonych w danym roku, z reguły najlepiej od 15 do 20% powierzchni działki, a w przypadku wodniczki nawet do 85%;
- Zebranie i usunięcie skoszonej biomasy w terminie do 2 tygodni od pokosu;
- Koszenie najlepiej powyżej 15 cm;
- Używanie wyłazaczy w czasie koszenia;
- Koszenie łąk sąsiadujących ze sobą w odstępach kilkudniowych;

B. PASTWISKA

- W przypadku użytkowania pastwiskowego w okresie do 20 lipca maksymalne obciążenie pastwiska może wynosić do 10 DJP/ha (5t/ha);
- Sezon pastwiskowy powinien trwać od 1 maja do 15 października na obszarach poniżej 300 m n.p.m. lub od 20 maja do 1 października na obszarach powyżej 300 m n.p.m;
- wypas stad składających się z różnych gatunków.

6. Zagospodarowanie biomasy z cennych przyrodniczo użytków zielonych

Trwałe użytki zielone służą przede wszystkim produkcji zwierzęcej, w mniejszym stopniu realizacji celów energetycznych (Wasilewski 2004).

Najważniejszą z grup roślin występujących na łąkach i pastwiskach są trawy. Wśród nich największe znaczenie mają: życica trwała, wiechlina łąkowa, kupkówka pospolita, kostrzewa łąkowa, tymotka łąkowa, mietlica biaława, kostrzewa czerwona (Jankowska-Huflejt 2015). W dalszej kolejności wymienia się rośliny bobowate oraz zioła. Jak podają Wasilewski i Barszczewski (2011) potencjał produkcyjny polskich łąk w przeliczeniu na siano wynosi 4–5 t/ha, a pastwisk 3,5 t/ha.

Biomasa pochodząca z trwałych użytków zielonych jest wykorzystywana przede wszystkim jako pasza dla przeżuwaczy oraz koni. Powinna się ona charakteryzować optymalną wartością pokarmową oraz akceptowalnymi przez zwierzęta walorami smakowymi (Kryszak i in. 2003). Decyduje o tym odpowiednia zawartość białka, cukrów, składników mineralnych i witamin. Radkowski i Kuboń (2007) wskazują, że w przypadku odpowiednio prowadzonych zabiegów konserwacyjnych możliwe jest zachowanie w paszy prawie całej wyjściowej ilości składników pokarmowych.

Mimo dużego potencjału produkcji biomasy z trwałych użytków zielonych, jej zagospodarowanie nie jest łatwe. Wynika to przede wszystkim z wymagań jakościowych oraz pojawiających się barier technicznych, ekonomicznych oraz środowiskowych. Jednym z najistotniejszych problemów technicznych przy pozyskiwaniu siana z użytków zielonych są straty związane z procesem suszenia. Jak podają Radkowski i Kuboń (2007) zbyt częste i intensywne przetrząsanie może doprowadzić nawet do 40% strat materiału wyjściowego.

6.1. Problemy z zagospodarowaniem biomasy z cennych przyrodniczo łąk

W ostatnich latach obserwuje się w Polsce narastający problem z zagospodarowaniem biomasy pozyskiwanej z łąk. Wynika on ze zmian w sektorze produkcji zwierzęcej, polegających przede wszystkim na zmniejszeniu się liczebności lub całkowitej likwidacji pogłowa zwierząt gospodarskich (głównie przeżuwaczy). Problem zagospodarowania biomasy nie dotyczy jednak wyłącznie regionów, w których istotnie ograniczono chów bydła lub innych przeżuwaczy. Okazuje się, że również tam, gdzie jest duże zapotrzebowanie na paszę objętościową, np. w województwie podlaskim, wiele cennych przyrodniczo łąk albo nie jest użytkowanych albo użytkowane są w niewłaściwy sposób. Wynika to przede wszystkim z ich specyfiki, np. dużego uwilgotnienia, co istotnie ogranicza ich paszowe zagospodarowanie. Późny pokos obniża wartość paszową pozyskanej biomasy, wskutek spadku zawartości węglowodanów, białka oraz wzrostu udziału celulozy i ligniny.

Czasami jednak siano pozyskane z żyznych, bogatych florystycznie łąk stanowić może cenną paszę, mimo iż koszt jego produkcji jest większy niż typowej paszy typowej paszy pozyskiwanej z roślin uprawianych na gruntach ornych.



Biomasa łąkowa przygotowana do transportu (fot. M. Murawski)



Koszenie w odpowiednim terminie zapewnia zachowanie cennych przyrodniczo łąk (fot. M. Murawski)

Dla utrzymania we właściwym stanie cennych przyrodniczo łąk kluczowe znaczenie ma odpowiedni termin koszenia oraz liczba pokosów. Każdy rodzaj siedliska przyrodniczego ma określone, optymalne dla siebie, wartości tych parametrów, np. dla zachowania w pożądanym stanie łąk trzęślicowych odpowiedni termin koszenia przypada z reguły po 15 września.

6.2. Wykorzystanie biomasy z łąk na cele energetyczne

Jednym z głównych zadań sektora agroenergetyki jest poszukiwanie i przetwarzanie biomasy, która będzie stosunkowo tania, przy jednoczesnym zapewnieniu odpowiedniej jej jakości (Kołodziej, Matyka 2012; Denisiuk 2006). Zbiorowiska łąkowe postrzegane są jako potencjalne źródło biomasy możliwej do wykorzystania na cele energetyczne (Murawski i in. 2015; Grzelak i in. 2010; Niedziółka, Zuchniarz 2006). Mikołajczak i in. (2009, cyt. za: Kaca i in. 2008) podają, że jakość biomasy z łąk, która może być zastosowana do celów energetycznych jest zróżnicowana i zależy od typu użytków zielonych.

Najważniejszym czynnikiem, warunkującym ilość biomasy z łąk możliwą do przetworzenia na cele energetyczne, jest intensywność użytkowania tych obszarów. Najbardziej produktywne są łąki koszone kilka razy w roku. Surowiec taki z powodzeniem wykorzystuje się w energetyce,

co wynika w dużym stopniu z faktu, że jest on stosunkowo tanim materiałem (Denisiuk 2006; Niedziółka 2013). Jak podaje Roszkowski (2013) plony runi łąkowej oraz traw wieloletnich zależą w znacznym stopniu nie tylko od składu gatunkowego, ale i od jakości gleb.

Nadwyżki siana, które można zastosować do produkcji energii, zależą od iloczynu powierzchni, plonu oraz współczynnika wykorzystania na cele energetyczne (Kowalczyk-Juśko 2010). Obliczyć je można z następującego wzoru:

$$\mathbf{Psi = AI \cdot wws \cdot Ysi [t/rok]}$$

gdzie:

Psi – potencjalne nadwyżki siana,

AI – powierzchnia trwałych użytków zielonych [ha],

wws – współczynnik w % wykorzystania na cele energetyczne,

Ysi – plon siana [t/ha/rok].

Jak podaje Kowalczyk-Juśko (2010), przeciętnie w skali kraju współczynnik wws kształtuje się na poziomie 5–10%.

Biomasę z łąk można bezpośrednio konwertować na energię w procesie spalania bądź przetworzyć na biopaliwo. Ze względu na stan skupienia, biopaliwa dzieli się na stałe, ciekłe oraz gazowe. Według danych za 2013 r. biopaliwa stałe miały ok. 80% udziału w całkowitej produkcji energii odnawialnej, biopaliwa ciekłe miały ok. 8% udziału, natomiast biogaz jedynie ok. 2% (GUS 2014).

Biomasa zebrana z łąk może być wykorzystana do produkcji biopaliw stałych lub gazowych (Terlikowski 2012). Zależy to w głównej mierze od jakości pozyskanego surowca.

Dobrze wysuszone siano z łąk stanowi doskonały materiał do produkcji biopaliw stałych. Decyduje o tym fakt, że w procesie spalania najbardziej pożądane są substraty, których wilgotność nie przekracza 10%. Wśród wad tego procesu wymienić należy przede wszystkim emisje w trakcie spalania, zwłaszcza związków zawierających chlor (Williams i in. 2012).

Zebranie oraz bezpośrednie spalanie siana jest najprostszym i najtańszym z rozwiązań technologicznych. Problemem jest jednak magazynowanie i dozowanie materiału (Niedziółka 2013). Wynika to z dużej objętości substratu, a co za tym idzie – jego niskiej gęstości usypowej (Cocker-Maciejewska 2007). Stąd też zaleca się, aby z wykorzystywanych do produkcji energii substratów formować paliwo zagęszczone. Pozwoli to uzyskać materiał np. w postaci brykietów lub pelletów, który będzie można dużo łatwiej przechowywać i dozować do paleniska, w porównaniu z materiałem spalany bezpośrednio (Zajemska, Musiał 2013). Istotnym elementem jest jednak wybór odpowiedniego procesu technologicznego oraz właściwych urządzeń umożliwiających tanią produkcję i jednocześnie uzyskanie biopaliwa dobrej jakości.

Sam proces produkcji biopaliw stałych polega na przetworzeniu rozdrobnionej, sypkiej biomasy (Cocker-Maciejewska 2007). Czynnikiem odpowiedzialnym za zagęszczenie substratów są wysoka temperatura, ciśnienie oraz zawartość naturalnych lepiszczy.

Najważniejszym parametrem charakteryzującym biopaliwa stałe, podobnie jak w przypadku węgla, jest wartość opałowa. Ponieważ zależy ona od wilgotności, stąd najbardziej obiektywną metodą porównywania tej wartości dla różnych materiałów jest przeliczenie na stan suchy substratu. Z badań Niedziółki (2013) wynika, że wartość opałowa siana łąkowego wynosi od 16,6 MJ/kg do 17,1 MJ/kg. Również Murawski i in. (2015) wskazali na możliwości wykorzystania biomasy z łąk do produkcji energii. Wartość opałowa przebadanych przez nich traw i turzyc pochodzących z 9 zbiorowisk roślinnych (*Phalaridetum arundinacea*, *Phragmitetum australis*, *Potentillo-Festucetum*, *Calamagrostietum epigeji*, *Caricetum acutiformis*, *Caricetum ripariae*, *Caricetum gracilis*, *Caricetum distichae*, *Valeriano-Caricetum flavae*) kształtowała się na podobnym poziomie od 16,0 MJ/kg (turzyca brzegowa) do 18,7 MJ/kg (turzyca błotna) w przeliczeniu na suchą masę. Kolejnymi argumentami świadczącymi o przydatności tych roślin do celów energetycznych jest stosunkowo niska zawartość popiołu oraz niewielkie uwilgotnienie. Zbliżoną do siana wartością opałową wynoszącą od 16 MJ/kg do 18 MJ/kg charakteryzuje się słoma i drewno (Arseniuk 2010). Co prawda wartości te są niższe niż dla paliw kopalnych, jednak proces ich pozyskiwania jest dużo bardziej przyjazny dla środowiska.



Pellety i brykiety wytworzone z różnych substratów
(fot. W. Czekąła)

Innym rodzajem biopaliw powstałych z biomasy jest biogaz (Goliński, Jokś 2007; Dach i in. 2014). Jest on mieszaniną gazów, w której dominuje metan, będący chemicznym związkiem palnym, wykorzystywanym do celów energetycznych, oraz dwutlenek węgla. Istotną zaletą biogazu są

przede wszystkim szerokie możliwości jego wykorzystania. Może on być między innymi spalony w agregacie kogeneracyjnym bądź podczyszczony do biometanu i następnie wykorzystany w transporcie (Piskowska-Wasiak 2014).

Proces fermentacji metanowej stanowi pewną alternatywę dla bardziej popularnego sektora produkcji paliw stałych. Jak podają Mikołajczak i in. (2009) dla plonu runi łąkowej, wynoszącego od 20 Mg do 40 t świeżej masy z hektara, możliwe jest uzyskanie od 1500 do 2100 m³ biogazu. Powyżej cytowani autorzy przytaczają również dane Amona i in. (2005), z których wynika, że z hektara intensywnie użytkowanych łąk uzyskiwano rocznie nawet 3459 m³ metanu, w porównaniu do tylko 649 m³ z hektara użytkowanego ekstensywnie z jednym koszeniem.

Do produkcji biopaliw gazowych można wykorzystywać biomasę pochodzącą z trwałych użytków zielonych zarówno w postaci świeżej, jak i zakiszonej. Ilość wyprodukowanego biogazu oraz metanu z biomasy łąkowej jest ściśle powiązana z terminem jej pozyskania. Wynika to z faktu, że opóźnienie koszenia powoduje zwiększenie ilości związków nierozkładalnych (lignina, hemiceluloza) w substratach przeznaczonych do produkcji biogazu (Goliński i in. 2014).

Badania nad wydajnością metanową siedmiu gatunków traw (Prochnow i in. 2008; Mikołajczak i in. 2009) wykazały, że największą produktywnością, rzędu 456 dm³ z kilograma suchej masy, charakteryzowała się kostrzewa czerwona. Z kolei najniższy uzysk (329 dm³ z kilograma suchej masy) stwierdzono u kostrzewy trzcinowatej.

Ważną zaletą zastosowania biomasy łąkowej do produkcji biogazu jest możliwość wykorzystania pofermentu. Stanowi on pozostałość po procesie fermentacji metanowej.

Charakteryzuje się dużą zasobnością w składniki organiczne i mineralne, które można wykorzystać w celach nawozowych (Czekała i in. 2012).

Jak podają Mikołajczak i in. (2009) wielkość produkcji biogazu związana jest głównie z typem użytkowania. Według autorów z intensywnych użytków, koszonych 3–4 krotnie w ciągu roku, uzyskać można nawet 2–3 razy więcej energii niż z terenów ekstensywnych. Tym niemniej użytki o ekstensywnej gospodarce z powodzeniem mogą być również wykorzystywane do produkcji biopaliw (Zajemska, Musiał 2013). W innych badaniach wykazano, że ziola mogą być również z powodzeniem wykorzystane do produkcji biogazu (Lewicki i in. 2013).

W przypadku wykorzystania biomasy pochodzącej z trwałych użytków zielonych do produkcji biogazu pojawiają się jednak pewne problemy. Związane są one przede wszystkim z tym, że niektóre gatunki roślin, wraz z opóźnieniem ich zbioru, mogą być inhibitorami przyczyniającymi się do spadku produktywności biogazu (Nielsen, Angelidaki 2008). Wszelkie podane wady nie mają natomiast miejsca w przypadku produkcji paliw stałych, ponieważ opóźnienie zbioru roślin nie ma wpływu na sam proces spalania.

Ciekawym rozwiązaniem, pozwalającym wykorzystywać do produkcji energii biomasę pochodzącą z półnaturalnych łąk, jest technologia IFBB (ang. Integrated Generation of Solid Fuel and Biogas from Biomass) rozwinięta w ramach projektu PROGRASS. Dzięki jej zastosowaniu możliwe jest jednoczesne wykorzystanie biomasy do produkcji brykietu oraz biogazu. Technologia ta opiera się na zakiszeniu biomasy, a następnie rozdzieleniu jej na część stałą, wykorzystywaną do produkcji biopaliw stałych oraz ciekłą z przeznaczeniem na biogaz (Goliński, Daszkiewicz 2014a; Goliński, Daszkiewicz 2014b).

Wykorzystywanie biomasy do celów energetycznych niesie ze sobą liczne korzyści (Niedziółka, Szpryngiel 2014). Jest przede wszystkim przyjazne dla środowiska, poprawia stan łąk, jak również dostarcza taniego, lokalnego źródła ciepła po atrakcyjnej dla producenta cenie. Szczególnie ten ostatni element wydaje się istotny, gdyż korzyści wynikające z niższej ceny opału mają znaczenie nie tylko dla komunalnych dostawców ciepła, ale również i odbiorców indywidualnych.

Wykorzystując biomasę z łąk do celów energetycznych, należy uwzględniać nie tylko aspekty techniczne i ekonomiczne, ale również środowiskowe i prawne. Poza tym przy produkcji energii należy korzystać tylko z nadwyżki biomasy łąkowej tak, aby nie stała się konkurencją dla produkcji pasz.

6.3. Produkcja kompostu z biomasy łąkowej

Substancje ulegające biodegradacji można przetwarzać zarówno w procesach tlenowych, jak i beztlenowych. Fermentacja metanowa, której produktem jest biogaz, jest technologią ciekawą, jednak wymagającą dużych nakładów finansowych. Jej przeciwieństwem jest proces kompostowania, czyli naturalnego rozkładu substratów bogatych w materię organiczną pod wpływem mikroorganizmów w warunkach tlenowych (Czekąła i in. 2016). Największą zaletą tego procesu jest fakt, że nie wymaga on w wielu przypadkach specjalnie dużych nakładów finansowych i może być prowadzony w każdym gospodarstwie. W warunkach większej ilości biomasy kompostowanie odbywać się może na otwartych przyzmach bądź przy wykorzystaniu technologii kontenerowych (Czekąła i in. 2013).

Jak wspomniano wcześniej, w procesie kompostowania dochodzi do rozkładu materii organicznej, spowodowanego działalnością mikroorganizmów. Aby jednak proces ten był wydajny, konieczne jest stworzenie drobnoustrojom odpowiednich warunków do rozwoju. Wymienić tu należy przede wszystkim dostępność tlenu, odpowiednią wilgotność materiału oraz właściwy stosunek węgla do azotu (Czekąła i in. 2015a). Szczególnie ważny jest ostatni z nich, dlatego, że mikroorganizmy do swojego rozwoju potrzebują składników pokarmowych w odpowiednich proporcjach. O przydatności biomasy łąkowej do kompostowania decyduje faza rozwojowa roślin, w której następuje ich zbiór. Wpływa ona na różnice we właściwościach i składzie chemicznym roślin, wśród których wyróżnić należy m.in. spadek wilgotności oraz wzrost zdrewnienia materiału wraz z ich wiekiem (Kozłowski 1979). Świeżo skoszona trawa jest substratem, który może być z powodzeniem poddany procesowi kompostowania. Wynika to przede wszystkim z dużej wilgotności materiału oraz prawidłowego stosunku węgla do azotu. Istotnym problemem może być jednak zapadanie się przyzmy spowodowane zbyt szybkim procesem degradacji struktury.

Konieczne jest więc dbanie o odpowiednio porowatą strukturę kompostowanej mieszanki, która nie powinna przekraczać krytycznej dla procesu kompostowania masy usypowej 550 kg/m³ (Czekała i in. 2015b).

Siano będące materiałem suchym również nadaje się do procesu kompostowania. Zalecane jest jednak wykorzystanie go jako kosubstratu wraz z innymi materiałami. Największymi jego zaletami w aspekcie procesów tlenowych jest niewątpliwie zawartość węgla oraz możliwość poprawy porowatej struktury. Mając na uwadze fakt, że zawartość ligniny oraz innych trudno rozkładalnych substancji w wysuszonym materiale wzrasta, niezbędne jest wydłużenie czasu kompostowania, tak aby zaszły reakcje mineralizacji oraz humifikacji.

W Polsce kompostuje się świeżą trawę lub siano wraz z innymi substratami. Tego typu rozwiązania stosowane są przede wszystkim na komunalnych kompostowniach, a jako substraty dodatkowe wykorzystywane są np. zrębki drzewne, osady ściekowe czy liście.

7. Podsumowanie

Praktyki rolnicze pozytywnie wpływające na bioróżnorodność na gruntach ornych

Płodozmian

- zróżnicowany płodozmian z udziałem roślin bobowatych, mieszanek zbożowych i zbożowo-strączkowych oraz międzyplonów;
- utrzymywanie w okresie jesienno-zimowym tzw. „zielonych pól” (ozimin, międzyplonów ozimych, niezaoranych ściernisk itd.).

Nawożenie

- stosowanie nawozów naturalnych i organicznych;
- ograniczenie lub całkowite zaniechanie stosowania syntetycznych nawozów mineralnych.

Uprawa roli

- stosowanie metod uprawy roli minimalizujących ingerencję w glebę, zwłaszcza uprawy konserwującej (bezorkowej).

Odchwaszczanie oraz ochrona roślin przed szkodnikami i patogenami

- ograniczenie lub zaniechanie stosowania syntetycznych pestycydów;
- w przypadku stosowania pestycydów, zaniechanie stosowania ich nieselektywnych form;
- ograniczanie zachwaszczenia, szkodników i patogenów dopiero po przekroczeniu progów ekonomicznej szkodliwości;
- stosowanie mechanicznych, fizycznych i biologicznych metod odchwaszczenia i ograniczania liczebności szkodników.

Dobór gatunków i odmian

- odpowiedni dobór gatunków i odmian roślin uprawnych, oparty głównie na gatunkach i odmianach rodzimych i niewykazujących tendencji inwazyjnych.

Utrzymywanie i/lub wprowadzanie elementów krajobrazu stanowiących ostoje

bioróżnorodności w otoczeniu gruntów ornych

- ochrona istniejących oraz tworzenie nowych elementów krajobrazu, takich jak: oczka wodne, bagna, torfowiska, wydmy, kępy i pasy drzew i krzewów, miedze, żywopłoty, pasy roślinności, zwłaszcza wokół dużych pól lub kompleksu pól uprawnych, najlepiej składające się z rodzimej flory i wzbogacone w rośliny miododajne (koszenie pasów roślinności optymalnie raz na 3–5 lat);
- koszenie na zmianę pasów roślinności wzdłuż brzegów rowów melioracyjnych, naturalnych cieków oraz wokół zbiorników wodnych;
- na polach większych niż 16 ha tworzenie „ławek dla chrząszczy”;
- unikanie zmian lokalizacji tymczasowych dróg gruntowych;
- tworzenie „hotelu dla owadów”.

Praktyki rolnicze pozytywnie wpływające na bioróżnorodność na trwałych użytkach zielonych

Przeznaczenie gruntów

- utrzymanie w gospodarstwie trwałych użytków zielonych, a w szczególności siedlisk cennych przyrodniczo.

Koszenie

- łąki trzęślicowe – jeden pokos w roku lub koszenie co drugi rok;
- łąki świeże, wilgotne, selernicowe – jeden pokos w roku, na żyznych siedliskach dopuszczalne dwa pokosy w roku;
- pozostawianie i utrzymanie przez okres zimy fragmentów niekoszonych w danym roku, najlepiej zróżnicowanych pod względem wysokości i struktury roślinności, lokalizowanie ich w miejscach, gdzie nie występują inwazyjne gatunki roślin;
- koszenie mozaikowe, tzn. poszczególne fragmenty łąki koszone w różnych terminach;
- zróżnicowane terminy koszenia w poszczególnych latach;
- raz na kilka lat zaleca się opóźnienie pokosu do sierpnia lub września;
- unikanie regularnych pokosów w lipcu i sierpniu, pierwsze najlepiej w czerwcu, a drugie we wrześniu;
- przy użytkowaniu dwukośnym, drugi pokos nie wcześniej niż po upływie 7–8 tygodni od pierwszego koszenia;
- możliwie wysokie koszenie, najlepiej powyżej 10 cm;
- stosowanie kosiarek listwowych, ewentualnie rotacyjnych bębnowych z najwyższą możliwą wysokością cięcia lub wykaszarek ręcznych, unikanie kosiarek rotacyjnych bijakowych i dyskowych;
- koszenie od środka łąki do zewnątrz lub w inny sposób, ale nie od zewnątrz do środka.

Zbiór siana

- zbiór i wywóz ściętej biomasy możliwie jak najszybciej, po wcześniejszym jej wysuszeniu i przetrząsaniu na łące;
- zaniechanie mulczowania.

Wypas

- ekstensywny – najlepiej z wykorzystaniem tradycyjnych rodzimych ras bydła, koni, owiec i kóz;
- z obsadą dostosowaną do potencjału plonotwórczego i potrzeb siedliska (zazwyczaj do 1 DJP/ha), niższą w pierwszej części sezonu, wyższą w drugiej;
- prowadzony jedynie na siedliskach o podłożu nietorfowym i w okresach przesuszenia gruntu, na terenach zalewowych rozpoczynany nie wcześniej niż 2 tygodnie od ustąpienia wód;
- sezon pastwiskowy:
 - a. łąki wilgotne – po koszeniu, od 15 lipca do 15 października;
 - b. łąki trzęślicowe – po koszeniu, od 1 września do 15 października;
 - c. murawy, łąki świeże i selernicowe:
 - w górach i na północno-wschodnim niżu najlepiej po 1 czerwca i do 15 października;
 - na nizinach i w pozostałych regionach kraju najlepiej po 15 maja i do 15 października;
- obciążenie pastwiska najlepiej – do 5 t/ha;
- wykaszanie niedojadów od 15 lipca do 31 października i usuwanie skoszonej biomasy z pastwiska;
- pozostawianie fragmentów zróżnicowanych pod względem wysokości i struktury roślinności niepoddanych w danym roku wypasowi i wykaszaniu;
- wypas koni szczególnie dla pozbycia się niepożądanego rośliności grubołądogowej;
- wypas kóz w celu eliminacji nalotu drzew;
- wypas owiec i kóz na powierzchniach o stromych stokach.

Nawożenie

- łąki świeże i wilgotne dopuszcza się nawożenie w ilości do 60 kg N/ha/rok, zwłaszcza przy stosowaniu dwóch pokosów na siedliskach wykształconych na żyznym podłożu;
- łąki trzęślicowe i selernicowe oraz murawy i wrzosowiska bez nawożenia;
- zaniechanie nawożenia łąk zalewanych wodami rzecznyymi;
- zaniechanie nawożenia siedlisk wykształconych na podłożu o niskiej żyzności (np. łąki trzęślicowe);

- zaniechanie nawożenia azotem łąk wykształconych na odwodnionych torfowiskach;
- częstsze stosowanie nawozów naturalnych (obornik, gnojówka itd.) oraz organicznych (kompost, nawozy zielone itd.) niż mineralnych.

Wapnowanie

- dopuszcza się sporadyczne stosowanie wapnowania (co 5–10 lat) użytków zielonych wykształconych na podłożu mineralnym (gł. łąki świeże);
- zakaz wapnowania na podłożu torfowym (łąki wilgotne i trzęślicowe) oraz na zalewowych łąkach selernicowych;
- wykonywanie wapnowania poza okresem wegetacji roślin (późna jesień).

Zwalczanie roślin inwazyjnych

- zwalczanie gatunków obcych w początkowych stadiach inwazji;
- coroczne wykonywanie koszeń, przed lub w początkowym okresie kwitnienia gatunków inwazyjnych;
- wielokrotne powtarzanie zabiegów w miarę regenerowania się lub powracania gatunków inwazyjnych;
- odpowiednia utylizacja biomasy z usuniętych gatunków inwazyjnych;
- zasiedlanie gleby odsłoniętej po usunięciu gatunków obcych przez gatunki rodzime.

Inne zabiegi pratotechniczne i aspekty techniczne

- dostosowanie rodzaju sprzętu oraz sposobu wykonywania prac do warunków podłoża, a zwłaszcza:
 - wykonywanie prac przy niskim poziomie wód gruntowych i sprzyjających warunkach pogodowych;
 - wykorzystanie sprzętu o stosunkowo małym nacisku na podłoże, stosowanie opon niskociśnieniowych oraz ogumienia o dużej średnicy i szerokości;
- minimalizowanie liczby przejazdów tym samym śladem oraz liczby nawrotów;
- wyrównanie powierzchni – stosowane w razie potrzeby, ręcznie lub poprzez włókovanie w okresie wczesnowiosennym (przed 1 kwietnia na nizinach oraz przed 15 kwietnia w górach);
- powstrzymanie się od przeorywania, wałowania, podsiewu, bronowania, skaryfikacji;

- podsiew z mieszanek roślin bobowatych drobnonasiennych dopuszczalny jedynie na ubogich gatunkowo łąkach i pastwiskach;
- niestosowanie chemicznych środków ochrony roślin, z wyjątkiem selektywnego i miejscowego niszczenia uciążliwych gatunków inwazyjnych.

Gospodarowanie wodami

- działania mające na celu zatrzymanie wody w siedliskach:
 - zmniejszenie częstotliwości, zakresu i nasilenia robót prowadzonych na rowach melioracyjnych w ramach renowacji i bieżącej konserwacji;
 - zaniechanie pogłębiania istniejących i tworzenia nowych rowów melioracyjnych;
 - prawidłowa obsługa istniejących budowli piętrzących;
 - składowanie materiału wydobytego z rowu poza powierzchnią cennego siedliska;
 - tworzenie na istniejących rowach progów, stopni, bystrotoków, zastawek, przepustów z piętrzeniem;
 - tolerowanie tam budowanych przez bobry;
- pozostawienie naturalnego przebiegu rzek i struktury ich koryt z meandrami, rozlewiskami, urozmaiconym dnem cieku;
- niezaburzanie naturalnego rytmu wylewów rzek na użytki zielone położone na terenach zalewowych poprzez odchodzenie od budowy obwałowań rzek i zabudowy dolin.

Utrzymywanie lub/i wprowadzanie elementów krajobrazu

- utrzymywanie lub tworzenie różnorodności krajobrazu z kępami lub szpalerami drzew i krzewów, pojedynczymi drzewami, naturalnymi zagłębieniami terenu, oczkami wodnymi, małymi płacami nieużytkowanymi oraz innymi elementami krajobrazu stanowiącymi ostoje bioróżnorodności.

Bibliografia

- Abhilasha D., Quintana N., Vivanco J., Joshi J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain thenative European flora? *Journal of Ecology* 96: 993-1001.
- Alderweireldt M. 1994. Prey selection and prey capture strategies of linyphiid spiders in high-input agricultural fields. *Bulletin of British Society of Arachnology* 9: 300-308.
- Amon T., Kryvoruchko V., Amon B., Bodiroza V., Zolltish W., Boxberger J. 2005. Biogaserzeugung aus Grunlandbiomasse im Alpenraum. *Landtechnik* 60: 336-337.
- Anderson R.L., Tanaka D.L., Black Al L., Schweizer E.E. 1998. Weed community and species response to crop rotation, tillage and nitrogen fertility. *Weed Technology* 12: 531-536.
- Andrzejewski R., Weigle A. (red.). 2003. Różnorodność biologiczna Polski. Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 284.
- Andreasen C., Stryhn H., Streibig J.C. 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology* 33: 619-626.
- Andreasen C., Stryhn H. 2008. Increasing weed flora in Danish arable fields and its importance for biodiversity. *Weed Research* 48: 1-9.
- Andrey A., Humbert J-Y., Pernollet C., Arlettaz R. 2014. Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecology and Evolution* 4: 2610-2623.
- Armengot L., Blanco-Moreno J.M., Barberi P., Bocci G., Carlesi S., Aendekerk R., Berner A., Celette F., Grosse M., Huiting H., Kranzler A., Luik A., Mäder P., Peigne J., Stoll E., Delfosse P., Sukkel W., Surböck A., Westaway S., Sans F.X. 2016. Tillage as a drive of change in weed communities: a functional perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 222: 276-285.
- Armengot L., José-María L., Chamorro L., Sans F.X. 2013. Weed harrowing in organically grown cereal crops avoids yield losses without reducing weed diversity. *Agronomy Sustainable Development* 33: 405-411.
- Arseniuk E. 2010. Rola biomasy i substytutów paliw kopalnych w infrastrukturze i technice rolnictwa zrównoważonego. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 4: 25-36.
- Ausden M. 2007. *Habitat Management for Conservation. A handbook of Techniques.* Oxford University Press, New York, ss. 411.
- Averensky, A.I., Chikidov I.I., Ermakova Yu.V. 2010. Insect Impact on Vegetation. In: *The Far North. Plant and Vegetation* 3: 297-316.
- Bacler-Żbikowska B. 2012. Rzadkie chwasty segetalne województwa świętokrzyskiego. *Towarzystwo Badań i Ochrony Przyrody, Kielce*: 24.
- Badenhausser I., Cordeau S. 2012. Sown grass strip – A stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 159: 105-111.
- Baličević R., Ravlić M., Živković T. 2015. Allelopathic effects of invasive species giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.) on crops and weeds. *Herbologia* 15(1): 19-29.
- Baines M., Hambler C., Johnson P.J., Macdonald D.W., Smith H. 1998. The effects of arable field margin management on the abundance and species richness of Araneae (spiders). *Ecography* 21: 74-86.

Banaszak J., Buszko J., Czachorowski S., Czechowska W., Hebda G., Liana A., Pawłowski J., Szeptycki A., Trojan P., Węgierek P. 2004. Przegląd badań inwentaryzacyjnych nad owadami w parkach narodowych Polski. Wiadomości entomologiczne XXIII, Supplement 2: 5-56.

Barabasz B. 1994. Wpływ modyfikacji tradycyjnych metod gospodarowania na przemiany roślinności łąk z klasy Molinio-Arrhenatheretea. Wiadomości Botaniczne 38(1/2): 85-94.

Barańska K., Chmielewski P., Cwener A., Pluciński P. 2009. Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce – teoria i praktyka. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 48.

Barańska K., Jermaczek A. 2009. Poradnik utrzymania i ochrony siedliska przyrodniczego 6210 – murawy kserotermiczne. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin, ss. 201.

Barańska K., Żmihorski M., Pluciński P. 2013. Raport z projektu „Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce – teoria i praktyka” LIFE 08 NAT/PL/513. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 108.

Barszczewski J., Jankowska-Huflejt H., Mendra M. 2015. Renowacja trwałych użytków zielonych. Wydawnictwo ITP, Falenty, ss. 20.

Barszczewski J., Wasilewski Z., Terlikowski J., Jankowska-Huflejt H., Wróbel B. 2014. Standardy gospodarowania na łąkach i pastwiskach niżowych w gospodarstwach nieobjętych programem rolno-środowiskowo-klimatycznym. Wydawnictwo ITP, Falenty, ss. 72.

Bartoszuk H., Dembek W., Jezierski T., Kamiński J., Kupis J., Liro A., Nawrocki P., Sidor T., Wasilewski Z. 2001. Spasanie podmokłych łąk w dolinach Narwi i Biebrzy jako metoda ochrony ich walorów przyrodniczych. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 146.

Basset E.R.L., Fraser L.H. 2015. Effects of cattle on the abundance and composition of Carabid Beetles in temperate grassland. *Journal of Agricultural Studies* 3(1): 36-47.

Batáry P., Holzschuh A., Orci K.M., Samu F., Tschamntke T. 2012. Responses of plant, insect, and spider biodiversity to local and landscape-scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment* 146: 130-136.

Batáry, P., Báldi A., Samu A., Szűts F., Erdős T.S. 2008. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* 141: 2062-2070.

Bazyluk W., Liana A. 2000. Prostoskrzydłe, Orthoptera. Katalog fauny Polski. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa. 58: 1-156.

Basnou C. 2006. *Robinia pseudoacacia*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europealiens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf], dostęp: 10.05.2016 r.

Bąba W. 2003. Changes in the structure and floristic composition of the limestone grasslands after cutting trees and shrubs and mowing. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 1(72): 61-69.

Bell J.R., Wheeler C.P., Cullen W.R. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255: 377-387.

Benedycka Z., Kamińska M., Benedycki S. 2010. Wpływ formy nawozu wapniowego na szatę roślinną oraz niektóre właściwości paszy i gleby łąki ekstensywnie użytkowanej. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Agrobiznesu w Łomży Seria: Zeszyty Naukowe 46: 22-29.

Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269.

Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182-188.

- Benstead P., Drake M., José P., Mountford J.O., Newbold C., Treweek J. 1997. The wet grassland guide – Managing Floodplain and Coastal Wet Grassland for Wildlife. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, ss. 254.
- Berbec A. 2014. Bioróżnorodność i usługi ekosystemowe w rolnictwie. *Więś Jutra* 2(179): 1-4.
- Bereś P.K. 2015. Sprzymierzeńcy człowieka w walce ze szkodnikami. *Rolnicze ABC*, ss. 5.
- Bernacka H., Siminska E., Niedźwiecki P. 2011. Alternatywne metody wykorzystania owiec. *Wiadomości Zootechniczne*, R.XLIX, 3: 59-66.
- Berieżnoj-Bazille U., Werpachowski C. 2015. Inwazyjne gatunki roślin w Biebrzańskim Parku Narodowym. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 41-52.
- Binnie R.C., Chestnutt, D.M. B., Murdoch J.C. 1980. The effect of time of initial defoliation and height of defoliation on the productivity of perennial ryegrass swards. *Grass and Forage Science* 35: 267-273.
- Birkhofer K., Bezemer T.M., Bloem J., Bonkowski M., Christensen S., Dubois D., Ekelund F., Fließbach A., Gunst L., Hedlund K., Mäder P., Mikola J., Robin Ch., Setälä H., Tatin-Froux F., Van der Putten W.H., Scheu S. 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2297-2308.
- Birkhofer K., Diekötter T., Meub C., Stötzel K., Wolters V. 2015. Optimizing arthropod predator conservation in permanent grasslands by considering diversity components beyond species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211: 65-72.
- Birkhofer K., Gavish-Regev E., Endlweber K., Lubin Y.D., von Berg K., Wise D.H., Scheu S. 2008. Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat. *Bulletin of Entomological Research* 98: 249-255.
- Błaszowska B., Cofta T., Sągin P., Radtke K. 2005. Poradnik przyrodniczy dla doradców rolnośrodowiskowych. *Rolnictwo przyjazne przyrodzie. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków*, Gdańsk: 74-78.
- Błaszowska B., Cofta T., Jobda M. 2008. Poradnik przyrodniczy dla doradców rolnośrodowiskowych. *Centrum Doradztwa Rolniczego – Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków*, Brwinów: 35-57.
- Bock C.E., Saab V., Rich T., Dobkin D. 1992. Effects of livestock grazing on neotropical land birds in western North America. *USDA General Technical Report RM*: 296-309.
- Bond W., Davies G., Turner R. 2007. The biology and non-chemical control of Cleavers (*Galium aparine* L.). HDRA – The Organic Organisation. [www.gardenorganic.co.uk], dostęp: 1.11.2007 r.
- Bondar-Nowakowska E., Hachoł J. 2010. Zmiany w składzie gatunkowym naczyniowych roślin wodnych po konserwacji cieków. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 3(31): 41-48.
- Bonte D., Maelfait, J.-P. Hoffmann, M. 2000. The impact of grazing on spider communities in a mesophytic calcareous dune grassland. *Journal of Coastal Conservation* 6: 135-144.
- Bontjer A., Plachter H. 2002. Effects of large-scale cattle grazing on Orthoptera (Saltatoria et Mantodea) on pastures in Georgia (Caucasus). *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer Berlin Heidelberg: 355-366.
- Borys M., Jędryka E. 2015. Użytkowanie budowli hydrotechnicznych istotnych dla rolnictwa. *Gospodarka Wodna* 1: 24-27.
- Bossuyt B., Butaye J., Honnay O. 2006. Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils – a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management* 79: 364-371.
- Bruppacher L., Pellet J., Arlettaz R., Humbert J.Y. 2016. Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196-202.

- Bullock J.M. 1996 Plant Competition and Population Dynamics. W: The ecology and management of grazing systems. Hodgson J., Illius A. W. (red.). CABI Publishing, Wallingford: 69-100.
- Buri P., Arlettaz R., Humbert J-Y. 2013. Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 22-30.
- Buszko J., Maślowski J. 2008. *Motyle dzienne Polski*. Wydawnictwo Koliber, Nowy Sącz, ss. 274.
- Buszko J., Nowacki J. 2002. Motyle. Lepidoptera. [W:] Głowaciński Z. (red.): *Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 80-87.
- Calaciura B., Spinelli O. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*important orchid sites). European Commission Technical Report 2008 12/24, ss. 38.
- Catorci A., Cesaretti S., Gatti R. 2013. Effect of long-term abandonment and spring grazing on floristic and functional composition of dry grasslands in a central Apennine farmland. *Polish Journal of Ecology* 61(3): 505-518.
- Cattin M-F., Blandenier G., Banašek-Richter C., Bersier L-F. 2003. The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113: 179-188.
- Celli G., Maccagnani B. 2003. Honey bees as bioindicators of environmental pollution. *Bulletin of Insectology* 56(1): 137-139.
- Ceynowa-Giełdon M. 1986. Ocena stanu ochrony flory kserotermicznej w rezerwach stepowych nad Dolną Wisłą. *Acta Universitatis Łodziensis, Folia Zoologica* 3: 131-142.
- Chabuz W., Grzywaczewski G., Rysiak A., Cios S., Podolak G., Litwińczuk Z. 2012. Wpływ wypasu lokalnych ras bydła na różnorodność biologiczną łąk i pastwisk Polesia Lubelskiego. *Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego* 4: 81-90.
- Chatterjee S., Isaia M., Venturino E. 2009. Spiders as biological controllers in the agroecosystem. *Journal of Theoretical Biology* 258: 352-362.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008-2012. *Ornis Polonica* 56: 149-189.
- Chmura D., Adamski P., Denisiuk Z. 2013. How do plant communities and flower visitors relate? A case study of semi-natural xerothermic grasslands. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 82(2): 99-105.
- Chudzicka E. 1989. Leafhoppers (Homoptera, Auchenorrhyncha) of moist meadows on the Mazovian Lowland. *Memorabilia Zoologica* 43: 93-118.
- Ciosek M. T., Sikorski R., Trębicka A. 2010. Wpływ barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnovskyi* Manden.) na strukturę i skład florystyczny fitocenozy. *Fragmenta Agronomica* 27(2): 39-46.
- Cizek O., Zamecnik J., Tropek R., Kocarek P., Konvicka M. 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insects Conservation* 16: 215-226.
- Classen A., Kapfer A., Luick R. 1993. Einfluß der Mahd mit dem Kreisel und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 25(6): 217-220.
- Clemente C.J., McMaster K.A., Fox E., Meldrum L., Stewart T., Main B.Y. 2010. The visual system of the Australian wolf spider *Lycosa leuckartii* (Araneae: Lycosidae): visual acuity and the functional role of the eyes. *Journal of Arachnology* 38(3): 398-406.

- Clough Y., Holzschuh A., Gabriel D., Purtauf T., Kleijn D., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Tschamntke T. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Entomology* 44: 804-812.
- Clough Y., Kruess A., Kleijn D., Tschamntke T. 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scale. *Journal of Biogeography* 32: 2007-2014.
- Cocker-Maciejewska A. 2007. Obróbka wstępna biomasy na potrzeby systemów energetycznych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 30: 133-141.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van den Belt M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387: 253-260.
- Critchley C., Allen D., Fowbert J., Mole A., Gundrey A. 2004. Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119: 429-442.
- Critchley C.N.R., Martin D., Fowbert J.A., Wright B. 2007. Providing the evidence base to improve the efficacy of management guidelines for upland hay meadows. W: Hopkins J.J., Duncan A.J., McCracken D.I., Peel S., Tallwin J.R.B. High value grassland: providing biodiversity, a clean environment and premium products. Occasional symposium No. 38, British Grassland Society: 129-134.
- Czech A., Jermaczek A. 2005. Jak ograniczać konflikty między bobrami a człowiekiem? Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 96.
- Czechowski W. 1989. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) of moist meadows on the Mazovian Lowland. *Memorabilia Zoologica* 43: 141-167.
- Czekała W., Dach J., Ludwiczak A., Przybylak A., Boniecki P., Koszela K., Zaborowicz M., Przybył K., Wojcieszak D., Witaszek K. 2015a. The use of image analysis to investigate C:N ratio in the mixture of chicken manure and straw. *Proc. SPIE*. 9631, Seventh International Conference on Digital Image Processing (ICDIP 2015), 963117: 1-6.
- Czekała W., Dach J., Malińska K., Przybył J., Myszyra M. 2015b. Dynamics of gaseous emissions during composting of sewage sludge with maize straw as a bulking agent. *Journal of Ecological Engineering* 16(3): 108-114.
- Czekała W., Malińska K., Cáceres R., Janczak D., Dach J., Lewicki A. 2016. Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar – The effect of biochar on temperature and C-CO₂ emission. *Bioresource Technology* 200: 921-927.
- Czekała W., Pilarski K., Dach J., Janczak D., Szymańska M. 2012. Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni. *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna* 4: 13-15.
- Czekała W., Witaszek K., Rodríguez Carmona P.C., Grzelak M. 2013. Instalacje do przemysłowego kompostowania bioodpadów: wady i zalety. *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna* 2: 23-25.
- Czylok A., Ślusarczyk M., Tyc A., Waga J.M. 2010. Wypas zwierząt gospodarskich jako sposób czynnej ochrony krajobrazu i różnorodności biologicznej rezerwatu przyrody Góra Zborów Prądnik. *Prace Muzeum Szafera* 20: 175-184.
- Czyż H. 2009. Łąka po ostatnim pokosie. [<http://www.sowul.pl/lakapoostatnimpokosie.html>], dostęp: 10.05.2016 r.
- Dach J., Boniecki P., Przybył J., Janczak D., Lewicki A., Czekała W., Witaszek K., Rodríguez Carmona P.C., Cieślak M. 2014. Energetic efficiency analysis of the agricultural biogas plant in 250 kWe experimental installation. *Energy* 69: 34-38.
- Dahms H., Lenoir L., Lindborg R., Wolters V., Dauber J. 2010. Restoration of seminatural grasslands: what is the impact on ants? *Restoration Ecology* 18: 330-337.

- DAISIE 2003. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [<http://www.europe-aliens.org>], dostęp:13.04.2016 r.
- Dajdok Z., Kącki Z. 2009. Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (F. Michx.) Torrey i A. Gray. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 38-41.
- Dajdok Z., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Romański M., Śliwiński M. 2007. Rośliny inwazyjne w Wigierskim Parku Narodowym. Wigierski Park Narodowy, Krzywe, ss. 24.
- Dajdok Z., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Rutkowski L., Romański M. 2015. Inwazyjne obce rośliny naczyniowe Polski: przewodnik terenowy do wybranych gatunków. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe, ss. 67.
- Dajdok Z., Nowak A., Danielewicz W., Kujawa-Pawlaczyk J., Bena W. 2011. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Spiraea tomentosa*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org], dostęp: 21.04.2016 r.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 168.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59-67.
- Das M., Ganguly A., Haldar P. 2012. Annual biomass production of two acridids (Orthoptera: Acrididae) as alternative food for poultry. *Spanish Journal of Agricultural Research* 3: 671-680.
- Davies M. 1959. A contribution to the ecology of species of *Notiophilus* and allied genera (Col., Carabidae). *Entomologist's Monthly Magazine* 95: 25-8.
- Dąbrowski Z.T. 2006. Infrastruktura ekologiczna w IP. *Ochrona Roślin* 1: 28-30.
- Dąbrowski Z.T., Wysocki C. 2009. Potrzeba działań interdyscyplinarnych w ocenie znaczenia użytków ekologicznych i infrastruktury ekologicznej dla proekologicznej ochrony roślin. *Progress in Plant Protection/Postępy Ochrony Roślin* 49(3): 973-981.
- De Keer R., Maelfait J.P. 1987. Life history of *Oedothorax fuscus* (Blackwall, 1834) (Araneae, Linyphiidae) in a heavily grazed pasture. *Revue d'ecologie et de biologie du sol* 24: 171-185.
- De Keer R., Maelfait J.P. 1988. Observations of the life cycle of *Erigone atra* (Araneae, Erigoninae) in a heavily grazed pasture. *Pedobiologia* 32: 201-212.
- De Keer, R., Alderweireldt, M., Decler, K., Segers, H., Desender, K., Maelfait, J.P. 1989. Horizontal distribution of the spider fauna of intensively grazed pastures under the influence of diurnal activity and grass height. *Journal of Applied Entomology* 107: 455-473.
- Dembek R. 2008. Wiosna na użytkach zielonych. *Bydło* 3: 18-21.
- Dembek R. 2013. Koszenie łąk – aspekty przyrodnicze, organizacyjne i paszowe. *Bydło* 3: 46-49.
- Dembek W. 2009. Kryteria bioróżnorodności i współczesne dylematy jej ochrony. Przyszłość sektora rolno-spożywczego i obszarów i wiejskich. I Kongres Nauk Rolniczych Nauka-Praktyce. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy: 303-327.
- Dembek W., Dobrzyńska N., Klisowska A. 2014. Ochrona różnorodności biologicznej w Polsce w aspekcie nowej edycji wspólnej polityki rolnej 2014-2020. Komitet Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk: 89-100.
- Dembek W., Dobrzyńska N., Liro A. 2004. Problemy zachowania różnorodności biologicznej na obszarach wiejskich w kontekście zmian wspólnej polityki rolnej. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 67.
- Denisiuk W. 2006. Produkcja roślinna jako źródło surowców energetycznych. *Inżynieria Rolnicza* 5(80): 123-131.

- Dennis P., Young M.R., Bentley C. 2001. The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86: 39-57.
- Derksen D.A., Thomas A.G., Lafond G.P., Loepky H.A., Swanton C.J. 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. *Weed Research* 35: 311-320.
- Dicks L.V., Ashpole J.E., Dänhardt J., James K., Jönsson A., Randall N., Showler D.A., Smith R.K., Turpie S., Williams D., Sutherland W.J. 2013. *Farmland Conservation: Evidence for the effects of interventions in northern and western Europe*. Exeter, Pelagic Publishing, ss. 504.
- Diehl E., Mader V.L., Wolters V., Birkhofer K. 2013. Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia* 173: 579-89.
- Dobrzański A., Adamczewski K. 2009. Wpływ walki z chwastami na bioróżnorodność agrofitycenozy. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin* 49(3): 982-995.
- Doležal J., Mašková Z., Lepš J., Steinbachová D., Bello F., Klimešova J., Tackenberg O., Zemek F., Květ J. 2011. Positive long term of mulching on species and function trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 10-28.
- Domagała-Świątkiewicz I. 2005. Wpływ działalności rolniczej na środowisko naturalne. *Ochrona środowiska naturalnego w XXI wieku – nowe wyzwania i zagrożenia*. Wydawnictwo AR, Kraków: 57-71.
- Domaradzki K. 2007. Stosowanie herbicydów w rolnictwie zrównoważonym. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 8: 9-21.
- Domaradzki K. 2008. Podstawowe problem ograniczania zachwaszczenia zbóż. *Więś Jutra* 4(117): 36-37.
- Donald P.F. 2004. *The Skylark*. T. & A. D. Poyser, London, ss. 256.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* 268: 25-29.
- Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J. and Van Bommel F.P. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116(3): 189-196.
- Donald P.F., Vickery J.A. 2000. The importance of cereal fields to breeding and wintering skylarks *Alauda arvensis* in the UK. W: N.J. Aebischer, A.D. Evans, P.V. Grice, J.A. Vickery (red.) *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologists' Union, Tring: 140-150.
- Dostálek J., Frantík T. 2012. The impact of different grazing periods in dry grasslands on the expansive grass *Arrhenatherum eliatum* L. and on woody species. *Environmental Management* 49: 855-861.
- Duer I. 1996. Potencjał allelopatyczny biomasy niektórych gatunków chwastów w stosunku do siewek pszenicy ozimej (*Triticum aestivum* var. *vulgare*). *Fragmenta Agronomica* 2(50): 6-56.
- Duffey E. 1975. The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. *Biological Conservation* 7: 255-274.
- Duffey, E. 1993. A review of the factors influencing the distribution of spiders with reference to Britain. *Memoirs of the Queensland Museum* 33: 497-502.
- Dylewska M. 1996. *Nasze trzmielce*. Ośrodek Doradztwa Rolniczego, Karniowice, ss. 272.
- Dyrektywa 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. [<http://natura2000.gdos.gov.pl/uploads/download/633>], dostęp: 05.05.2016 r.

Dyrektywa 2009. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa. [http://natura2000.org/wp-content/uploads/2015/02/dyrektywa_ptasia.pdf], dostęp: 05.05.2016 r.

Dyrektywa 2009. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/WE z dnia 21 października 2009 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów. [<http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0128>].

EEA 2001. Dry and mesic grassland habitats – pressures and state. European Environment Agency, Copenhagen. [<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/pressures-on-grasslands/dry-and-mesic-grassland-habitats>], dostęp: 20.05.2016 r.

Eichenberger B., Siegenthaler E., Schmidt-Entling M. 2009. Body size determines the outcome of competition for webs among alien and native sheetweb spiders (Araneae: Linyphiidae). *Ecological Entomology* 34: 363-368.

Einarsson A., Milberg P. 1999. Species richness and distribution in relations to light in wooded meadows and pastures in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 36: 99-107.

Essl F. 2006. *Rosa rugosa*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europealiens.org/pdf/Rosa_rugosa.pdf], dostęp: 19.04.2016 r.

Evans A.D., Armstrong-Brown S., Grice P.V. 2002. The role of research and development in the evolution of a 'smart' agri-environment scheme. *Aspects of Applied Biology* 67: 253-264.

Everts J. W., Aukema B., Hengeveld R., Koeman J.H. 1989. Side-effects of pesticides on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. *Environmental Pollution* 59: 203-225.

Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T. O., Fuller R. J., Sirami C., Siriwardena G.M., Martin J-L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-112.

Faliński J.B. 2004. Inwazje w świecie roślin: mechanizmy, zagrożenia, projekt badań. *Phytocoenosis* 16 (N.S.), *Seminarium Geobotanicum* 10: 5-31.

Faliński J.B., Pawlacyk P. 1993. Zarys ekologii. w: *Grab zwyczajny Carpinus betulus L.* Instytut Dendrologii PAN, Sorus, Poznań: 157-264.

FAO 1997. *The State Of The World's Plant Genetic Resources For Food And Agriculture*. Food And Agriculture Organization Of The United Nations, Rome, ss. 540.

Fartmann T., Krämer B., Stelzner F., Poniatowski D. 2012. Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators* 20: 337-344.

Feledyn-Szewczyk B. 2013. Wpływ sposobu użytkowania gruntów na różnorodność gatunkową flory segetalnej. *Monografie i Rozprawy Naukowe, IUNG-PIB Puławy*, ss. 184.

Feledyn-Szewczyk B. 2014. Bioróżnorodność roślin jako element zrównoważonego rozwoju rolnictwa. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 40(14): 163-177.

Feltham H., Park K., Minderman J., Goulson D. 2015. Experimental evidence that wildflower strips increase pollinator visits to crops. *Ecology and Evolution* 5(16): 3523-3530.

Foelix R.F. 1996. *Biology of Spiders*. Oxford University Press, Georg Thieme Verlag, New York, Oxford, ss. 330.

Foster B.L., Gross K.L. 1998. Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593-2602.

Fountain M.T., Brown V.K., Gange A.C., Symondson W.O.C., Murray P.J. 2007. The effects of the insecticide chlorpyrifos on spider and Collembola communities. *Pedobiologia* 51: 147-158.

- Franczak M., Czarnecka B. 2012. Przemiany zmienności wilgotnych łąk ziołoroślowych na poziomie fitocenotycznym i populacyjnym. *Inżynieria Ekologiczna* 29: 38-47.
- Frank T., Aeschbacher S., Barone M., Künzle I., Lethmayer C., Mosimann C. 2009. Beneficial arthropods respond differentially to wildflower areas of different age. *Annales Zoologici Fennici* 46: 465-480.
- Fremstad E. 2010. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lupinus polyphyllus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species NOBANIS [www.nobanis.org], dostęp: 19.04.2016 r.
- Fuller R.J. 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. W: Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery J.A. (red.). *Ecology and conservation of lowland farmland birds*. British Ornithologists' Union, Tring: 5-16.
- Gaba S., Chauvel B., Dessaint F., Bretagnolle V., Petit S. 2010. Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138(3-4): 318-323.
- Gaisler J., Hejcman M., Pavlů V. 2004. Effect of different mulching and cutting regimes on the vegetation of upland meadow. *Plant Soil and Environment* 50(7): 324-331.
- Gardiner T., Hassall M. 2009. Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation* 13: 97-102.
- Gardiner T., Hill J., Chesmore D. 2005. Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9(3): 151-173.
- Garratt M.P.D., Wright, D.J., Leather, S.R. 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: a synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 261-270.
- Gaworski M. 2014. Koszenie, przetrząsanie i zgrabianie. *Agrotechnika. Poradnik Rolnika* 5: 60-63.
- GDOŚ 2015. Ogrodnictwo wobec roślin obcego pochodzenia. *Kodeks dobrych praktyk*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa: 21-69.
- Gilroy J.J., Anderson G.Q.A., Grice P.V., Vickery J.A., Bray I., Nicholas Watts P., Sutherland W.J. 2008. Could soil degradation contribute to farmland bird declines? Links between soil penetrability and abundance of yellow wagtails *Motacilla flava* in arable fields. *Biological Conservation* 141: 316-326.
- Goliński P. 2006. Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb pod użytkami zielonymi. *Nawozy i Nawożenie* 2(27): 86-103.
- Goliński P., Daszkiewicz J. 2014a. IFBB, czyli biomasowe perpetuum mobile. *Magazyn Biomasa* 3: 10-13.
- Goliński P., Daszkiewicz J. 2014b. Innowacyjność technologii IFBB. *Magazyn Biomasa* 4: 18-20.
- Goliński P., Daszkiewicz J., Golińska B., Czerwiński M. 2014. Nowe rozwiązanie technologiczne – lepsze wykorzystanie biomasy łąkowej. *Czysta Energia* 9: 38-41.
- Goliński P., Jokś W. 2007. Właściwości chemiczne i biologiczne traw a produkcja biogazu. *Łąkarstwo w Polsce* 10: 37-47.
- Golka W., Kamiński E. 2011. Maszyny transportowe na łąki i gleby podmokłe. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 19: 61-67.
- Gromadzki M. 2004a. Ptaki. *Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – poradnik metodyczny*. T.7 (część I). Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 281, 298.
- Gromadzki M. 2004b. Ptaki. *Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – poradnik metodyczny*. T.8 (część II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 47, 85, 98, 292.

- Grootjans A. P., Hunneman H., Verkiel H., Andel J. V. 2005. Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 6: 185-193.
- Grygierzec B., Radkowski A. 2004. Wpływ zabiegów agrotechnicznych na skład botaniczny runi górskich użytków zielonych. *Annales UMCS, Sec. E.* 59: 1421-1428.
- Grzebisz W., Diatta J.B., Szczepaniak W. 2006. Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów rolnych. *Narodowy program wapnowania gleb w Polsce. Nawozy i Nawożenie/Fertilizers and Fertilization* 2(7): 69-85.
- Grzelak M., Waliszewska B., Speak-Dźwigala A. 2010. Wartość energetyczna peletu z łąk nadnoteckich ekstensywnie użytkowanych. *Nauka Przyroda Technologie* 4(1): 1-6.
- Guido M., Gianelle D. 2001. Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica* 22: 175-185.
- Gunnarsson B. 1996. Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. *Journal of Animal Ecology* 65: 389-397.
- Guziak R., Lubaczewska S. 2001. Ochrona przyrody w praktyce. Podmokłe łąki i pastwiska. *Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, Wrocław*, ss. 148.
- GUS 2014. Energia ze źródeł odnawialnych w 2013 r. – notatka informacyjna. Warszawa. [file:///C:/Users/Administrator/Downloads/energia_ze_zrodel_odnawialnych_w_2013_notatka.pdf]: 2.
- GUS 2015. Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Roczniki branżowe. Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa, ss. 456.
- Haaland C. i Bersier L-F. 2011. What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation?: an example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal of Insects Conservation* 15: 301-309.
- Hanna C., Hanna C. 2013. The lethal and sublethal effects of three pesticides on the striped lynx spider (*Oxyopes salticus* Hentz). *Journal of Applied Entomology* 37: 68-76.
- Hanna C., Hanna C. 2014. Sublethal pesticide exposure disrupts courtship in the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae:Oxyopidae). *Journal of Applied Entomology* 138: 141-148.
- Hald A.B. 1999. The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. *Journal of Applied Ecology* 36: 24-32.
- Harwood J.D., Sunderland K.D., Symondson W.O. 2004. Prey selection by linyphiid spiders: molecular tracking of the effects of alternative prey on rates of aphid consumption in the field. *Molecular Ecology* 13: 3549-3560.
- Harwood J.D., Sunderland K.D., Symondson W.O. 2005. Monoclonal antibodies reveal the potential of the tetragnathid spider *Pachygnatha degeeri* (Araneae: Tetragnathidae) as an aphid predator. *Bulletin of Entomological Research* 95: 161-167.
- Hassal M., Hawthorne A., Maudsley M., White P., Cardwell C. 1992. Effects of headland management on invertebrate communities in cereal fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 155-178.
- Haubert D., Birkhofer K., Fließbach A., Gehre M., Scheu S., Ruess L. 2009. Trophic structure and major trophic links in conventional versus organic farming systems as indicated by carbon stable isotope ratios of fatty acids. *Oikos* 118: 1579-1589.
- Haughton A.J., Bell J.R., Boatman N. D., Wilcox A. 1999. The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins. *Journal of Arachnology* 27: 249-254.
- Hänggi A., Stöckli E., Nentwig W. 1995. Habitats of Central European Spiders. *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4, ss. 459.

- Hence T. 2002. Impact of cultivation and crop husbandary practices. W: Holland J. M. (red.). The Agroecology of carabid beetles. Intercept, Andover: 231-250.
- Hendrickx F., Maelfait J.-P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.
- Hilbig W. 1997. Effects of extensification programmes in agriculture on segetal vegetation. *Tuexenia*: 295-325.
- Hochó T. 2003. Chwasty czy rośliny towarzyszące uprawom. *Pamiętnik Puławski* 134: 90-96.
- Hodun G., Podyma W. 2011. Zachowanie zagrożonych zasobów genetycznych roślin w rolnictwie. Biblioteczka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego. MRIRW, Warszawa, ss. 32.
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V., Evans A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113-130.
- Holland J.M. 2002. Carabid beetles: their ecology, Survival and use in agroecosystems. W: Holland J. M. (red.). The Agroecology of carabid beetles. Intercept, Andover: 1-40.
- Holland J.M. 2007. Beneficial insects and spiders of arable farmland. W: Winspear R. (red.). The farm wildlife handbook. The RSPB, Sandy: 82-91.
- Hołyński C., Korona A., Jastrzębski W., Korona E. 2000. Zachwaszczenie pól w różnych systemach uprawy. *Pamiętnik Puławski* 122: 149-159.
- Hołubowicz-Kliza G. 2006. Wapnowanie gleb w Polsce. Instrukcja upowszechnieniowa nr 128. Wydawnictwo IUNG, Puławy, ss. 61.
- Hölzel N. 2005. Seedling recruitment in flood-meadow species: The effect of gaps, litter and vegetation Matrix. *Applied Vegetation Science* 8(2): 115-124.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Sauter G.J., Walter T. 2010. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134: 592-599.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Walter T. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130(1): 1-8.
- Humbert J.Y., Pellet J., Burri P., Arlettaz R. 2012. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence* 1: 1-13.
- Hurej M., Twardowski J., Nowacki J., Sienkiewicz P., Trzciniński P., Łykowski W. 2015. Porównanie występowania owadów pożytecznych z rodziny Carabidae i Sytphidae na mieszańcu kwitnących roślin w dwóch miejscowościach Polski. *Progress in Plant Protection* 55(1): 30-39.
- Huusela-Veistola E. 1998. Effects of perennial Gras strip on spiders (Araneae) in cereal fields and impact on pesticide side-effects. *Journal of Applied Entomology* 122: 575-583.
- Isenring R. 2010. Pesticides reduce biodiversity. *Pesticides News* 88: 4-7.
- Jadczyzyn T., Kowalczyk J., Lipiński W. 2010. Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. Materiały szkoleniowe Nr 95. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy, ss. 23.
- Jankowska-Huflejt, H. 2008. Wytyczne nawożenia łąk w gospodarstwach ekologicznych. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 23.

- Jankowska-Huflejt H. 2015. Gospodarowanie na łąkach i pastwiskach w gospodarstwach ekologicznych. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 5.
- Jankowska-Huflejt H., Wróbel B., Barszczewski J. 2009. Ocena wartości pokarmowej pasz z użytków zielonych na tle zasobności gleb i bilansu składników N, P, K w wybranych gospodarstwach ekologicznych. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 54(3): 95-102.
- Jaskulski D., Jaskulska I. 2006. Bioróżnorodność agroekosystemów i krajobrazu rolniczego a polowa produkcja roślinna. *Postępy Nauk Rolniczych* 4: 43-53.
- Jastrzębska M., Jastrzębski W., Hołdyński Cz., Kostrzewska M. 2013. Weed species diversity in organic and integrated farming systems. *Acta Agrobotanica* 66(3): 113-124.
- Jarzombkowski F., Goldstein K., Gutowska E., Kazuń A., Kotowska D., Kotowska K., Kowalska M., Krajewski Ł., Piórkowski H., Szczepaniuk A., Żmihorski M. 2013. Monitoring siedlisk pakietów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego 2012–2015. Sprawozdanie końcowe z roku 2012 (mscr.). Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 214.
- Jarzombkowski F., Gutowska E., Kazuń A., Kotowska D., Kotowska K., Kowalska M., Krajewski Ł., Piórkowski H., Szczepaniuk A., Topolska K., Żmihorski M. 2015. Wyniki monitoringu siedlisk w roku 2014. Zakres prac zrealizowanych w 2014 roku oraz wstępne wyniki monitoringu efektów programu rolnośrodowiskowego w zakresie siedlisk. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 78.
- Jarzombkowski F., Gutowska E., Kazuń A., Kotowska D., Kotowska K., Kowalska M., Krajewski Ł., Szczepaniuk A., Żmihorski M., Piórkowski H. 2014. Monitoring siedlisk pakietów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego. Sprawozdanie z roku 2013 (mscr.). Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 68.
- Jaworski Z., Tomczyk-Wrona I. 2009. Program ochrony zasobów genetycznych koni rasy konik polski. Krajowy Ośrodek Koordynacyjny ds. Zasobów Genetycznych Zwierząt. Instytut Zootechniki – PIB w Krakowie: 1-11.
- Jeanneret Ph., Schüpbach B., Pfiffner L., Walter Th. 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 253-263.
- Jensen K., Meyer C. 2001. Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169-181.
- Jermaczek-Sitak M. 2011. Charakter i stan zachowania łąk selernicowych Cnidion w zachodniej Polsce a warunki wodne. *Przegląd Przyrodniczy* XXII, 3: 83-90.
- Jermaczek-Sitak M. 2012. Dlaczego giną łąki? *Salamandra* 2(34) [<http://magazyn.salamandra.org.pl/m34a02.html>], dostęp: 22.08.2016 r.
- Jędruszczak M., Bojarczyk M., Smolarz H., Antoszek R. 2003. Biomasa gatunków chwastów w pierwszym roku wyłączenia pola uprawnego z produkcji jako źródło substancji organicznej w glebie. *Pamiętnik Puławski* 134: 105-112.
- Jędryka E. 2006. Proekologiczne budowle wodne. Poradnik. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 75.
- Jędryka E. 2007. Budowle wodne z naturalnych materiałów. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(21): 55-74.
- Jones A.T., Hayes M.J. 1999. Increasing Floristic Diversity in Grassland: The Effects of Management Regime and Provenance on Species Introduction. *Biological Conservation* 87(3): 381-390.
- Jones D., Haggard R.J. 1993. Impact on nitrogen and organic manures on yield and botanical diversity of a grassland field margin. *Proceedings of the British Grassland Society Winter Meeting: Forward with grass into Europe. Great Malvern, Worcestershire, 16–17 November 1992: 135-138.*
- Jones N.E., Smith B. 2007. Effects of selective herbicide treatment, row width and spring cultivation on weed and arthropod communities in winter wheat. *Aspects of Applied Biology* 81: 39-46.

- José-Maria L., Armengot L., Blanco-Moreno J.M., Bassa M., Sans F. 2010. Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *Journal of Applied Ecology* 47: 832-840.
- Kabuce N., Priede N. 2010a. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum sosnowskyi*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [www.nobanis.org], dostęp: 18.04.2016 r.
- Kabuce, N., Priede N. 2010b. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [www.nobanis.org], dostęp: 10.05.2016 r.
- Kaca E., Wasilewski Z., Barszczewski J. 2008. Potencjał energetyczny trwałych użytków zielonych (wg IMUZ). Opinia opracowana dla MRiRW. Maszynopis. IMUZ, Falenty, ss. 63.
- Kadej M., Malicki M., Malkiewicz A., Smolis A., Suchan T., Tarnawski D. 2014. Trwałe zachowanie zagrożonych siedlisk łąkowych i ich motyli w sieci Natura 2000 w południowo-zachodniej Polsce. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, ss. 122.
- Kajak A. 1962. Porównanie fauny pająków łąk sztucznych i naturalnych. *Ekologia Polska* A, 10: 1-20.
- Kajak A. 1978. The effect of fertilizers on numbers and biomass of spiders in a meadow. *Symposium of the Zoological Society of London* 42: 125-129.
- Kajak A. 1981. Analysis of the effect of mineral fertilization on the meadow spider community. *Ekologia Polska* 29(3): 313-326.
- Kajak A., Oleszczuk M. 2004. Effect of shelterbelts on adjoining cultivated fields: patrolling intensity of carabid beetles (Carabidae) and spiders (Araneae). *Polish Journal of Ecology* 52: 155-172.
- Kamiński J., Szymanowski, M. 2007. Wpływ nawożenia mineralnego na plonowanie, skład florystyczny i walory przyrodnicze łąk na glebie torfowo-murszowej w świetle wyników wieloletniego doświadczenia. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(20): 191-208.
- Kamocki A. 2014. Planowane działania ochronne. III spotkanie w ramach przygotowania Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 Dolina Pisy PLH 200023. ProHabitat/Politechnika Białostocka. Turośl. [http://www2.bialystok.rdos.gov.pl/pzo-dolina-pisy.shtml], dostęp: 22.08.2016 r.
- Kapeluszny J., Haliniarz M. 2000. Zachwaszczenie zbóż uprawianych w gospodarstwach ekologicznych na Lubelszczyźnie. *Pamiętnik Puławski* 122: 39-49.
- Kazuń A. 2013. Gatunki inwazyjne i możliwości ich zwalczania w poszczególnych typach siedlisk przyrodniczych. W: Piórkowski H., Brzezińska K., Dzierża P. (red.) Szczegółowe opracowanie pakietów: Cenne siedliska i zagrożone gatunki ptaków na obszarach Natura 2000 oraz Cenne siedliska poza obszarami Natura 2000 na potrzeby programu rolno-środowiskowo-klimatycznego w ramach PROW 2014–2020 w oparciu o dotychczasowe doświadczenia z wdrażania pakietu 4. Ochrona zagrożonych gatunków ptaków i siedlisk przyrodniczych poza obszarami Natura 2000 i pakietu 5. Ochrona zagrożonych gatunków ptaków i siedlisk przyrodniczych na obszarach Natura 2000 w ramach programu rolnośrodowiskowego objętego PROW 2007–2013 oraz projektu PROW 2014–2020 z uwzględnieniem proponowanych wymogów dla beneficjenta (mscr.). Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty: 88-128.
- Kazuń A. 2015. Monitoring efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego. Raport końcowy część II-5. Ocena skuteczności wdrażania pakietów przyrodniczych w PROW 2007–2013. Zmiany stanu zachowania siedlisk przyrodniczych na działkach rolnośrodowiskowych w pakiecie 4 lub 5 (porównanie obserwacji stanu siedlisk przyrodniczych na początku i po czterech latach realizacji programu rolnośrodowiskowego) (mscr.), Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 83.
- Każmierczakowa R. 1990. Wpływ wypasu na biocenozy polan reglowych w Tatrach (podsumowanie). W: Każmierczakowa R. (red.). Wypas owiec a zachowanie biocenoz polan reglowych w Tatrach. *Studia Naturae – Seria A*. 34: 163-173.
- Kącki Z. 2007. Comprehensive syntaxonomy of Molinion meadows in southwestern Poland. *Acta Botanica Silesiaca, Monographiae* 2: 134.

- Kącki Z. 2009. *Rudbeckia naga* – *Rudbeckia laciniata* L. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 66-68.
- Kącki Z., Załuski T. 2004. 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (Molinion). W: Herbich J. (red.) Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 159-170.
- Kędziora, A. 2007. Przyrodnicze podstawy ochrony ekosystemów rolniczych. *Fragmenta Agronomica* 3(95): 213-223.
- Kędziora A., Karg J. 2010. Zagrożenia i ochrona różnorodności biologicznej. *Nauka* 4/2010: 107-114.
- Kiryłuk A. 2013. Wpływ robót konserwacyjnych na gatunki roślin w rowach melioracyjnych na pobagiennym obiekcie łąkowym. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1(22): 374-381.
- Kleijn D, Sutherland W.J. 2003. How effective are European agrienvironment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.
- Kleijn D., Kohler F., Baldi A., Batary P., Concepcion E.D., Clough Y., Diaz M., Gabriel D., Holzschuh A., Knop E., Kovacs A., Marshall E.J.P., Tscharntke T., Verhulst J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 903-909.
- Kleijn D., Rundlöf M., Scheper J., Smith H. G., Tscharntke T. 2011. *Trends in Ecology and Evolution* 26(9): 474-481.
- Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B* 274: 303-313.
- Klotz S. 2007a. *Prunus serotina*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europealiens.org/pdf/Prunus_serotina.pdf], dostęp: 19.04.2016 r.
- Klotz S. 2007b. *Echinocystis lobata*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europealiens.org/pdf/Echinocystis_lobata.pdf], dostęp: 20.04.2016 r.
- Knop E., Kleijn D., Herzog F., Schmid B. 2006. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43: 120-127.
- Kobayashi T., Takadab M., Takagic S., Yoshiokac A., Washitanic I. 2011. Spider predation on a mirid pest in Japanese rice fields. *Basic and Applied Ecology* 12: 532-539.
- Koch B., Meister E. 2000. Graded management intensity of grassland systems for enhancing floristic diversity. W: Gagnaux D., Poffet J. R. *Livestock farming systems: integrating animal science advances in the search of sustainability*. Wageningen: EAAP Publication No. 97, Wageningen Pers: 176-178.
- Koczur A. 2011. 7150 Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku Rhynchosporion. W: Cierlik G. Makomaska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięcik, A. (red.). *Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 - Typy siedlisk przyrodniczych*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 309-330.
- Kodeks 2004. *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej*. Duer I., Fotyma M., Madej A. (red.) Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 96.
- Kolb L.N., Gallandt E.R. 2012. Weed management in organic cereals: advances and opportunities. *Organic Agriculture* 2: 23-42.
- Kolářová M., Tyšer L., Soukup J. 2015. Weed species diversity in the Czech Republic under different farming and site conditions. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 63(3): 741-749.
- Kołodziej B., Matyka M. (red.). 2012. *Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne*. PWRiL Sp. z o.o. Poznań, ss. 74.

- Kołos A. 2012. Effect of mowing on the structure of sedge communities in the Chwyszczey river valley (Białowieża Forest). *Quaestiones Geographicae* 31(3): 33-39.
- Kołos A., Banaszuk P. 2013 Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering* 55: 23-28.
- Kondracki J. 1994: *Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne*. PWN, Warszawa: 77-100.
- Konwencja 1992. Konwencja o różnorodności biologicznej sporządzona 5 czerwca 1992 r. w Rio de Janeiro. *Dz.U.* 2002 nr 184 poz. 1532.
- Kornaś J. 1990. Jak i dlaczego giną nasze zespoły roślinne. *Wiadomości Botaniczne* 34(2): 7-16.
- Korzeniak J. 2010. 6230 *Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (Nardion – płaty bogate florystycznie). W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny część I, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 130-144.*
- Korzeniak J. 2011. 6510 Niżowe świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*). W: Cierlik G., Makomaska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięcik A. (red.) *Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 – Typy siedlisk przyrodniczych*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 265-283.
- Kotańska M. 1993. Response of wet meadows of the *Calthion* alliance to variations of weather and management practices – a thirteen-year study of permanent plots. *Studia Naturae* 40: 1-48.
- Kotowska D., Żmihorski M. 2015. Wyniki monitoringu ornitologicznego w 2015 roku. Zakres prac zrealizowanych w 2015 roku oraz wstępne wyniki monitoringu efektów programu rolnośrodowiskowego w zakresie ornitofauny. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 66.
- Kotowska K., Topolska K. 2015. Monitoring efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego. Raport końcowy część II 3. Wyniki analiz danych siedliskowych: Stan siedlisk przyrodniczych wprowadzanych do programu rolnośrodowiskowego PROW 2007–2013 (mscr.). Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 38.
- Kotze J.D., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R., Zetto T. 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys* 100: 55-148.
- Kowalczyk-Juško A. 2010. Metodyka szacowania regionalnych zasobów biomasy na cele energetyczne. *Zeszyty Naukowe SGGW – Ekonomika i Organizacja Gospodarki Żywnościowej* 85: 103-116.
- Kowalewski Z., Mioduszewski W. 2015. Dobór budowli wodno-melioracyjnych oraz ich konstrukcji. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 58(1): 40-44.
- Kozak M. 2007. Zróżnicowanie zbiorowisk łąkowych w Gorcach (Polskie Karpaty Zachodnie). *Prace Botaniczne* 41: 1-174.
- Kozłowski S. 1979. Obecność węglowodanów strukturalnych i lignin jako cecha charakterystyczna gatunków i odmian traw pastewnych. *Rozprawa habilitacyjna, Akademia Rolnicza w Poznaniu*.
- Kozłowski S. 2004. Ochrona różnorodności biologicznej i georóżnorodności, jako element zrównoważonego rozwoju Europy. *Zeszyty Naukowe PAN* 38: 13-34.
- Kőrösi A., Szentirmai I., Batáry P., Kövér S., Örvössy N., Peregovits L. 2014. Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly – A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196: 24-33.
- Krasicka-Korczyńska E. 2008. Effect of the cutting date on blooming and fruit-bearing of *Ostericum palustre* beesser. *Acta Agrobotanica* 61(1): 129-136.

- Krawczyk R. 2005. Kierunki zmian zachwaszczenia – szanse i zagrożenia. *Progress in Plant Protection/Postępy Ochrony Roślin* 45(1): 233-241.
- Kremen C., Williams N.M., Aizen M.A., Gemmill-Herren B., LeBuhn G., Minckley R., Packer L., Potts S.G., Roulston T.A., Steffan-Dewenter I., Va'quez D.P., Winfree R., Adams L., Crone E.E., Greenleaf S.S., Keitt T.H., Klein A.M., Regetz J., Ricketts T.H. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10: 299-314.
- Krenz K., Henning M., Kausch E. 2015. The influence of burning and mulching on sand heath birds in SPA Colbitz-Letzlinger Heide. *Ecological Questions* 21: 75-78.
- Kryszak A., Grynia M., Kryszak J., Grzelak M. 2003. Plonowanie wiechliny łąkowej i tymotki łąkowej nawożonych makro- i mikroelementami. *Biuletyn Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji Roślin* 225: 91-97.
- Kryszak A., Kryszak J., Grynia M., Czemko M. 2006. Dynamika zmian różnorodności florystycznej zbiorowisk trawiastych doliny Obry. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 6(1): 229-237.
- Kryszak A., Kryszak J., Grynia M. 2007. Zmiany degradacyjne na łąkach i pastwiskach wyłączonych z użytkowania. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 205-214.
- Kryszak J., Kryszak A. 2007. Użytkowanie a walory przyrodnicze zbiorowisk łąkowych. *Fragmenta Agronomica* 3(95): 262-264.
- Kryzhanovskij O.L. 1983. Żestkokrylye (Rhysodidae, Trachypachidae, Carabidae) T. I, v. 2, Fauna SSSR 128. Nauka Leningrad, ss. 341.
- Krzysztofiak L. 2009. Zwalczanie barszczu Sosnowskiego na Suwalszczyźnie. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 138-142.
- Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. 2015. Zwalczanie obcych gatunków roślin w Wigierskim Parku Narodowym. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) *Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia*. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 29-38.
- Kucharski L., Perzanowska, J. 2004. Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie. W: Herbich J. (red.) *Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla*. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 195-197.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. *Biblioteka Monitoringu Środowiska*: 44-45, 60-61, 70-71.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2004a. Ciepłolubne murawy napiaskowe (*Koelerion glaucae*). W: Herbich J. (red.) *Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla*. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 80-88.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2004b. Suche wrzosowiska (4030). W: Herbich J. (red.) *Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla*. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 32-48.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2009. Tawuła kutnerowata – *Spiraea tomentosa* L. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 105-112.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2010. 6120* Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe. W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny część I*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 106-118.
- Kulik M. 2013. Ocena szaty roślinnej wybranych łąk trzęślicowych w Poleskim Parku Narodowym i poza jego obszarem. *Łąkarstwo w Polsce (Grassland Science in Poland)* 16: 39-54.
- Kulik M. 2014. Changes of biodiversity and species composition of Molinia meadow depending on use method. *Polish*

Journal of Environmental Studies 23(3): 773-782.

Kulik M., Warda M., Gruszecki T., Tatarczak M., Patkowski K. 2015. Ocena zagrożeń i metod ochrony muraw kserotermicznych z klasy Festuco-Brometea w rezerwacie przyrody Stawska Góra. Łąkarstwo w Polsce 18: 145-157.

Kulik M., Warda M., Gruszecki T.M., Junkuszew A., Bojar W., Tatarczak M. 2016. Impact of the sheep grazing season on xerothermic grassland sward use. Grassland Science in Europe 21: 714-716.

Kulik M., Warda M., Leśniewska P. 2013. Monitoring the diversity of psammophilous grassland communities in the Kózki Nature Reserve under grazing and non-grazing conditions. Journal of Water and Land Development 19: 59-67.

Kulpiński K. 2011. 2330 Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi. W: Cierlik G., Makomaska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięćik A. (red.) Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 – Typy siedlisk przyrodniczych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 29-42.

Kupryjanowicz J. 2008. Pająki Araneae. W: Bogdanowicz W., Chudzicka E., Pilipiuk I., Skibińska E. (red.). Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków (Fauna of Poland. Characteristics and checklist of species). Tom III. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa: 223-259.

Kuusk A.K., Cassel-Lundhagen A., Kvarnheden A., Ekbohm B. 2008. Tracking aphid predation by lycosid spiders in spring-sown cereals using PCR-based gut-content analysis. Basic and Applied Ecology 9: 718-725.

Kuźnicka E. 2004. Możliwości wykorzystania owiec w celu uatrakcyjnienia wiejskiej przestrzeni turystycznej. Instytut Botaniki PAN, Kraków: 21-23.

Land M.F. 1985. The morphology and optics of spider eyes. W: Barth F.G. (red.). Neurobiology of arachnids. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: 53-78.

Landis D.A., Gardiner M.M., Van der Werf W., Swinton S.M. 2008. Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences 105: 20552-20557.

Larsson S.G. 1939. Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. Entomologiske Meddelelser 20: 270-560.

Laskowska I., Pruszyński M. 2008. Ocena oddziaływania wypasu krów rasy czerwona polska na awifaunę i zbiorowiska roślinne w Narwiańskim Parku Narodowym. Narwiański Park Narodowy, Kurowo, ss. 16.

Lenoir L., Lennartsson T. 2010. Effects of timing of grazing on arthropod communities in semi-natural grasslands. Journal of Insect Science 10: 1-24.

Lepš J. 1999. Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow. Journal of Vegetation Science 10: 219-230.

Lewczuk M., Grygoruk P. 2015. Pierwszy sezon walki z barszczem Sosnowskiego *Heracleum Sosnowskyi*. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) Zwalczenie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 137-148.

Lewicki A., Pilarski K., Janczak D., Czekala W., Rodriguez Carmona P.C., Cieślík M., Witaszek K., Zbytek Z. 2013. The biogas production from herbs and waste from herbal industry. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 58(1): 114-117.

Liebman M., Dyck E. 1993. Crop rotation and intercropping strategies for weed management. Ecological Applications 3(1): 92-122.

Loch J. 2012. Wpływ wypasu owiec i koszenia na dynamikę liczebności *Crocus scpeusiensis* i *Galanthus nivalis* na wybranych polanach Gorczańskiego Parku Narodowego. Ochrona Beskidów Zachodnich 4: 26-34.

Lockwood J.A., Schell S.P. 1997. Decreasing economic and environmental costs through reduced area and agent

- insecticide treatments (RAATs) for the control of rangeland grasshoppers: Empirical results and their implications for pest management. *Journal of Orthoptera Research*: 19-32.
- Luka H., Pfiffner L., Wyss E. 1998a. *Amara ovata* und *A. similata* (Coleoptera, Carabidae), zweiphytophage Laufkäferarten in Rapsfeldern. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 71: 125-131.
- Luka H., Walther B., Durrer H. 1998b. Die Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) des Naturschutzgebietes "Petite Camargue Alsacienne" (Elsass, F). *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel* 48(3): 99-140.
- Lupu G. 2007. Carnivorous and omnivorous species of Orthoptera order recorded in the Danube Delta Biosphere Reserve. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* 13: 55-58.
- Lupu G. 2012. The Orthoptera species (Insecta) from Danube Delta Biosphere Reserve (Romania). *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* 18: 57-68.
- Lüscher G., Jeanneret P., Schneider M.K., Turnbull L.A., Arndorfer M., Balázs K., Báldi A., Bailey D., Bernhardt K. G., Choisis J.P., Elek Z., Frank T., Friedel J. K., Kainz M., Kovács-Hostyánszki A., Oschatz M.-L., Paoletti M. G., Papaja-Hülsbergen S., Sarthou J.P., Siebrecht N., Wolfrum S., Herzog F. 2014. Responses of plants, earthworms, spiders and bees to geographic location, agricultural management and surrounding landscape in European arable fields. *Agriculture Ecosystems and Environment* 186: 124-134.
- Łaska G. 2015. Evaluation of current status, threats and means of protection of heaths *Arctostaphylo-Callunetum* R.Tx. et Prsg 1940 in the Czerwony Bór (NE Poland). *Ecological Questions* 21: 17-23.
- Łuczak J. 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5: 151-200.
- Łuczak J. 1980. Wpływ pestycydów na pająki (Araneae) pól uprawnych. W: Sander H. (red.). *Entomologia a intensyfikacja rolnictwa* [Materiały z sesji naukowej, Puławy 24-26.10.1977]. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa: 63-68.
- Łuczaj Ł. 2015. Nawłóć – wróg bioróżnorodności. [<http://lukaszluczaj.pl/nawloc-wrog-bioroznorodnosci/>], dostęp: 30.04.2016 r.
- Maelfait J-P., Hendrickx F. 1998. Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. W: Selden P.A. (red.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*. British Arachnological Society, Burnham Beeches, Bucks: 293-300.
- Majewski J. 2014. Wartość zapyłania wybranych roślin sadowniczych w województwie lubelskim. *Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu* 16(6): 332-338.
- Makles M., Pawlaczyk P., Stańko R. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony mokradeł. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa, ss. 111.
- Mansour F. 1987. Effect of pesticides on spiders occurring on apple and citrus in Israel. *Phytoparasitica* 15: 43-50.
- Mansour F., Heimbach U., Wehling A. 1992. Effects of pesticide residues on ground-dwelling lycosid and micryphantid spiders in laboratory tests. *Phytoparasitica* 20: 195-202.
- Marc P., Canard A., Ysnel F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 229-273.
- Marcjanek M., Słodownik P., Ilieva-Makulec K. 2014. Owady (mrówki, chrząszcze, motyle) jako biowskaźniki. *Studia Ecologiae et Bioethicae* 12(2): 100-101.
- Marcos E., Taboada A., Calvo L. 2015. Soil-plant relationship in *Calluna* heathlands after experimental burning and nitrogen fertilization, studies from NW Spain. *Ecological Questions* 21: 67-69.
- Marczewska K., Rola H. 2006. Identyfikacja odpornych na chlorosulfuron biotypów *Apera spica-venti* i *Centaurea*

cyanus oraz sposoby ich chemicznego zwalczania w pszenicy ozimej. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin* 46(1): 215-222.

Marini L., Fontana P., Scotton M., Klimek S. 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45(1): 361-370.

Marshall E.J.P. 2002. Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment* 89: 1-4.

Marshall E.J.P., Brown V.K., Boatman N.D., Lutman P.J.W., Squire G.R., Ward L.K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43(2): 77-89.

Masková Z., Doležal J., Květ J., Zemek F. 2009. Long-term functioning of a species-rich mountain meadow under different management regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 192-202.

Masson S., Mesléard F., Dutoit T. 2015. Using shrub clearing, draining, and herbivory to control bramble invasion in mediterranean dry grasslands. *Environmental Management* 56: 933-945.

Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowiska roślinnych Polski. Wydawnictwo PWN, Warszawa, ss. 536.

Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. 2015. Responses of grassland arthropods to various biodiversity friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112(4): 734-746.

McCloskey M., Firbank L.G., Watkinson A.R., Webb D.J. 1996. The dynamics of experimental arable weed communities under different management practices. *Journal of Vegetation Science* 7: 799-808.

Medwecka-Kornaś A., Loster S. 1995. Ojcowski Park Narodowy. W: Mirek Z., Wójcicki J.J. (red.). Szata Roślinna Parków Narodowych i Rezerwatów Polski Południowej. Przewodnik Sesji Terenowych 50 Zjazdu PTB. Polish Botanical Studies, Guidebook Series 12: 7-32.

Meek B., Loxton D., Sparks T., Pywell R., Pickett H., Nowakowski M. 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106: 259-271.

Metera E., Sakowski T., Stoniewski K., Romanowicz B. 2010. Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – a review. *Animal Science Papers and Reports* 28(4): 315-334.

Michalik S. 1989. Przyroda polska, Gorce. Wiedza Powszechna, Warszawa, ss. 210.

Michalska-Hejduk D. 2011. 6410 Zmienneowilgotne łąki trzęślicowe (Molinion). W: Cierlik G., Makomaska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięćik A. (red.) Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 – Typy siedlisk przyrodniczych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 215-231.

Michalska-Hejduk D., Kopeć D. 2012. Zmienneowilgotne łąki trzęślicowe (Molinion). W: Mróz W. (red.) Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 40-52.

Mikołajczak M. 1995. Wpływ użytkowania na skład botaniczny runi łąkowej. *Annales UMCS, Sec. E, Suppl.*, 50: 35-41.

Mikołajczak J., Wróbel B., Jurkowski A. 2009. Możliwości i bariery w produkcji biogazu z biomasy trwałych użytków zielonych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(26): 139-155.

Milberg P., Hallgren E. 2004. Yield loss due to weeds in cereals and its large-scale variability in Sweden. *Field Crops Research* 86: 199-209.

Mioduszewski W. 2015. Utrzymanie rzek istotnych dla rolnictwa. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 58(1): 17-22.

Mioduszewski W., Lipiński J., Kowalewski Z. 2013. Melioracje – gospodarka wodna na potrzeby rolnictwa. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 2(56): 52-59.

- Mirski P., Krupinski D., Lewtak J., Lewtak M., Menderski S. 2009. Pokarm polnej populacji błotniaka łąkowego *Circus pygargus* w okresie pisklęcym na Nizinie Południowopodlaskiej i Mazowieckiej. *Notatki Ornitologiczne* 50(1): 55-58.
- Molik E. 2006. Analiza gospodarki pasterskiej w rejonie Karpat Polskich. Program Aktywizacji Gospodarczej i Ochrony Dziedzictwa Małopolskich Karpat – Owca Plus – 2006. Materiały szkoleniowe. Kraków: 30-34.
- Monitoring 2008a. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. 6120 Ciepłolubne, śródłądowe murawy napiaskowe. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 14.
- Monitoring 2008b. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. 6230* Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (Nardion – płaty bogate florystycznie). Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 14.
- Monitoring 2009–2011. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Państwowy Monitoring Środowiska 2009–2011. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- [http://www.gios.gov.pl/siedliska/default.asp?nazwa=wyniki_szczegolowe_2009_2011_siedliska&je=pl], dostęp: 10.05.2016 r.
- Monitoring 2012. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. 4030 Suche wrzosowiska (Calluno-Genistion, Pohlion-Callunion, Calluno-Arctostaphyilion). Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 16.
- Monitoring 2013–2014. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych. Państwowy Monitoring Środowiska 2013–2014. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- [<http://siedliska.gios.gov.pl/index.php/wyniki-2013-2014/szczegolowe-wyniki-siedliska-2013-2014>], dostęp: 17.04.2016 r.
- Moor M., Kose M., Jögar Ü. 2007. Optimal management of the rare *Gladiolus imbricatus* in Estonian coastal meadows indicated by its population structure. *Applied Vegetation Science* 10: 161-168.
- Moroń D., Skórka P., Lenda M., Szentgyörgyi H., Woyciechowski M. 2008. Negatywny wpływ inwazji nawłoci (*Solidago* spp.) na faunę zapylaczy. XV Sympozjum Sekcji Hymenopterologicznej Polskiego Towarzystwa Entomologicznego Biuletyn Sekcji Hymenopterologicznej PTE Nr 16.
- Mroczkowski S. 2006. Chów owiec a ochrona środowiska. Wypas wspólnotowy a zdrowie zwierząt. Monografia. Akademia Rolnicza i Instytut Botaniki PAN, Kraków: 179-194.
- Mróz W., Bąba W. 2010. 6210* Murawy kserotermiczne (Festuco-Brometea). W: Mróz W. (red.) Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny część I, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 119-129.
- Mudrák O., Doležal J., Hajek M., Dančák M., Klimeš L., Klimešova L. 2013. Plant seedlings in a species rich meadow effect of management, vegetation type and functional traits. *Applied Vegetation Science* 16: 286-295.
- Murawski M., Grzelak M., Waliszewska B., Kniota A., Czekala W. 2015. Wartość energetyczna i plonowanie łąk ekstensywnie użytkowanych. *Fragmenta Agronomica* 32(2): 71-78.
- Murphy C.E., Lemerle D. 2006. Continuous cropping systems and weed selection. *Euphytica* 148: 61-73.
- Myśliwy M., Bosiacka B. 2009. Disappearance of *Molinio Arrhenatheretea* meadows diagnostic species in the Upper Płonia River Valley (NW Poland). *Polish Journal of Environmental Studies* 18(3): 513-519.
- Nadolna L. 2009. Wpływ przywrócenia koszenia na utrzymanie sprawności produkcyjnej i walorów przyrodniczych odłogowanych użytków zielonych w Sudetach. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 3(27): 89-105.
- Namura-Ochalska A., Borowa B. 2015. Walka z czeremchą amerykańską *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w leśnictwie Różin w Kampinoskim Parku Narodowym. Ocena skuteczności wybranych metod. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak

- A. (red.) Zwalczenie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 57-74.
- Neet C. R. 1996. Spiders as indicator species: lessons from two case studies. *Revue Suisse de Zoologie*, hors série: 501-510.
- Nentwig W. 1987. The Prey of spiders. W: Nentwig W. (red.). *Ecophysiology of spiders*. Springer-Verlag: 249–263.
- Nentwig W., Blick T., Gloor D., Hänggi A., Kropf C. 2016. *Spiders of Europe*. [www.araneae.unibe.ch], dostęp: 13.05.2016 r.
- Niedziółka I., Zuchniarz A. 2006. Analiza energetyczna wybranych rodzajów biomasy pochodzenia roślinnego. *MOTROL – Motoryzacja i Energetyka Rolnictwa 8A*: 232-237.
- Niedziółka I. 2013. Analiza cech fizycznych brykietów z biomasy roślinnej. *Inżynieria Rolnicza 2(143)*: 233-243.
- Niedziółka I., Szpryngiel M. 2014. Możliwości wykorzystania biomasy na cele energetyczne. *Inżynieria Rolnicza 1(149)*: 155-164.
- Nielsen C., Ravn H. P., Nentwig W., Wade M. 2005. The giant hogweed best practice manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm, ss. 44.
- Nielsen H.B., Angelidaki I. 2008. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresource Technology 99(17)*: 7995-8001.
- Nienartowicz A., Lewandowska-Czarnecka A., Ortega E., Deptuła M., Filbrandt-Czaja A., Kownacka M. 2015. Afforestation of heathlands and its influence on the land cover, accumulation of plant biomass and energy flow in the landscape: An example from Zaborski Landscape Park. *Ecological Questions 21*: 91-99.
- NOBANIS 2009. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [www.nobanis.org], dostęp: 18.04.2016 r.
- Nowak A., Kaćki Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 80-86.
- Nowicki P., Pepkowska A., Kudlek J., Skórka P., Witek M., Settele J., Woyciechowski M. 2007. From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biological Conservation 140(1-2)*: 119-129.
- Nyffeler M., Benz G., 1987. Spiders in natural pest control: a review. *Journal of Applied Entomology 103*: 321-339.
- Nyffeler M., Breene R.G. 1990. Spiders associated with selected European hay meadows, and the effects of habitat disturbance, with the predation ecology of the crab spiders, *Xysticus* spp. (Araneae, Thomisidae). *Journal of Applied Entomology 110*: 149-159.
- Nyffeler M., Sunderland. K.D. 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture Ecosystems and Environment 95*: 579-612.
- Oelbermann K., Scheu S. 2002. Stable isotope enrichment ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) in a generalist predator (*Pardosa lugubris*, Araneae: Lycosidae): effects of prey quality. *Oecologia 130*: 337-344.
- Oerke E.C. 2006. Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science 144*: 31-43.
- Olejniczak I. 1998. The carabid communities of natural and drained peatlands in the Biebrza Valley, NE Poland. *Polish Journal of Ecology 46(3)*: 243-260.
- Oleszczuk M. 2010. Refugia śródpolne jako siedliska rzadziej spotykanych i zagrożonych gatunków pająków (Araneae) w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn 66*: 361-374.

- Oleszczuk M., Ulikowska M., Kujawa K. 2010. Effect of distance from forest edge on the distribution and diversity of spider webs in adjacent maize field. *Polish Journal of Ecology* 58: 759-768.
- Olf H., Ritchie M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13(7): 261-265.
- Olszak R.W., Łuczak L., Niemczyk E., Zajac R.Z. 1992. The spider community associated with apple trees under different pressure of pesticides. *Ekologia Polska* 40: 265-286.
- Öberg S., Ekblom B., Bommarco R. 2007. Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 211-219.
- Öberg S., Mayr S., Dauber J. 2008. Landscape effects on recolonisation patterns of spiders in arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 211-218.
- Pałka K. 2010. Przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 59-72.
- Panek M., Kamieniarz R. 2000. Habitat use by the Partridge *Perdix perdix* during the breeding season in the diversified agricultural landscape of western Poland. *Acta Ornithologica* 35: 183-189.
- Pastwa J., Sachajdakiewicz I. 2015. Zwalczanie kaukaskich barszczy w gminie Santok (woj. lubuskie). W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 149-178.
- Pawlaczyk P. 2009. Inwazyjne gatunki roślin jako problem ochrony przyrody. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 9-16.
- Pawlaczyk P. 2011. 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion*, *Pohlio-Callunion*, *Calluno-Arctostaphyllion*). W: Cierlik G., Makomska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięcik A. (red.). Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 – Typy siedlisk przyrodniczych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 133-153.
- Pawlaczyk P. 2012. 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion*, *Pohlio-Callunion*, *Calluno-Arctostaphyllion*). W: Mróz W. (red.). Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny część II. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 230-246.
- Pawlaczyk P., Karaśkiewicz S. 2009. Doświadczenia zwalczania tawuły kutnerowatej *Spiraea tomentosa* na torfowiskach Puszczy Drawskiej. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 142-151.
- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. Coleoptera – Chrząszcze. W: Głowaciński Z (red.) Czerwona Lista Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce. PAN i IOP, Kraków: 88-110.
- Pearce J.L., Venier L.A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6: 780-793.
- Peco B., Sanchez A.M., Azcarate F.A. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 284-294.
- Peintinger M., Bergamini A. 2006. Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. *Plant Ecology* 185: 1-17.
- Pekár S. 2004. Predatory behavior of two European ant-eating spiders (Araneae, Zodariidae). *Journal of Arachnology* 32: 31-41.
- Pekár S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science* 68: 1438-1446.

- Pekár S., Coddington J.A., Blackledge T.A. 2012. Evolution of stenophagy in spiders (Araneae): evidence based on the comparative analysis of spider diets. *Evolution* 66: 776-806.
- Pergl J., Perglová I. 2006. *Heracleum mantegazzianum*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europe-aliens.org/pdf/Heracleum_mantegazzianum.pdf], dostęp: 18.04.2016 r.
- Perzanowska J. 2004. Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (Nardion płaty bogate florystycznie). W: Herbich J. (red.). Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 140-158.
- Perzanowska J., Kujawa-Pawlaczyk J. 2004. Murawy kserotermiczne (Festuco-Brometea). W: Herbich J. (red.). Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 117.
- Pfiffner L., Luka H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 215-222.
- Pfiffner L., Luka H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117-127.
- Pfister S.C., Schäfer R.B., Schirmel J., Entling M.H. 2015. Effects of hedgerows and riparian margins on aerial web-building spiders in cereal fields. *Journal of Arachnology* 43: 400-405.
- Piek H. 1998. Experiences with grazing on nature reserves in the Netherlands. W: Wallis DeVries M.F., Bakker J.P., Van Wieren S.E. (red.) *Grazing and conservation management*, Conservation biology series, vol 11. Kluwer, Dordrecht: 253-272.
- Pierzgałski E. 2015. Funkcje i kierunki zmian melioracji wodnych w zintegrowanej gospodarce wodnej. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 58(1): 2-5.
- Piesik D. 2001. Biological control of *Rumex confertus* Willd. *Postępy Nauk Rolniczych* 3: 85-98.
- Piesik D. 2004. Uszkodzenia powodowane przez owady zasiedlające *Rumex confertus* Willd. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura* 3 (2): 247-256.
- Piskowska-Wasiak J. 2014. Uzdatnianie biogazu do parametrów gazu wysokometanowego. *Nafta-Gaz* 2: 94-105.
- Platen R. 1993. A method to develop an „indicator value” system for spiders using Canonical Correspondence Analysis (CCA). *Memoirs of the Queensland Museum* 33(2): 621-627.
- Podlaska M. 2010. Zróżnicowanie wartości użytkowej runi nieużytkowanych łąk pobagiennych niżowej części Dolnego Śląska. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 4(32): 149-163.
- Podyma W. 2003. Rośliny użytkowe – zachowanie zasobów genetycznych. Biblioteka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego. MRiRW, Warszawa, ss. 23.
- Pojmańska T., Niewiadomska K. 2010. Pasożyty – kłopotliwy element sieci pokarmowych w ekosystemach. *Kosmos* 59 (1-2): 99-110.
- Pokorna P., Hejčmanova P., Hejčman M., Pavlů V. 2013. Activity time budget patterns of sheep and goats co-grazing on semi natural species-rich dry grassland. *Czech Journal of Animal Science* 58(5): 208-216.
- Polchaninova N.Yu. 2003. Effect of hay-mowing on spider communities of the meadow steppes of the central forest-steppe (Russia and Ukraine) W: Logunov D.V., Penny D. (red.) *Proceedings of the 21st European Colloquium of Arachnology*, St. Petersburg: 261-273.
- Poniatowski, D., Fartmann, T. 2010. What determines the distribution of a flightless bush-cricket (Metrioptera brachyptera) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* 14(6): 637-645.

- Prochnow A., Heiermann M., Idler C., Linke B., Plochl M., Amon T., Langeveld H., Hobbs P. 2008. Biogas yields from grassland. *Grassland Science in Europe* 13: 727-729.
- PROW 2004. Plan Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2004-2006. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Warszawa. [<http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Plan-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2004-2006/Dokumenty-PROW>], dostęp: 09.06.2016 r.
- PROW 2014. Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Warszawa. [<http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2007-2013/Dokumenty-analazy-raporty>], dostęp: 09.06.2016 r.
- PROW 2016. Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Warszawa. [<http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2014-2020>], dostęp: 09.06.2016 r.
- Pruszyński S. 2009. Ochrona roślin w różnych systemach produkcji a różnorodność biologiczna. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin* 49(3): 1091-1101.
- Pruszyński S., Bartkowski J., Pruszyński G. 2012. Integrowana ochrona roślin w zarysie. Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Poznaniu, ss. 56.
- Przybyła C., Bykowski J., Rutkowski J. 2011. Środowiskowe uwarunkowania konserwacji cieków melioracyjnych w aspekcie wykorzystania wielozadaniowej maszyny nowej generacji. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 56(4): 71-78.
- Purvis G., Curry J.P. 1981. The influence of sward management on foliage arthropod communities in a ley grassland. *Journal of Applied Ecology* 18: 711-725.
- Pykala J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 109-117.
- Pyšek P. 2006. *Fallopia japonica*. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [http://www.europealiens.org/pdf/Fallopia_japonica.pdf], dostęp: 20.04.2016 r.
- Pyšek P., Krinke L., Jarošík V., Perglová I., Pergl J., Moravcova L. 2007. Timing and extent of tissue removal affect reproduction characteristics of an invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Biological Invasions* 9: 335-351.
- Pyšek P., Leps J. 1991. Response of a weed community to nitrogen fertilization: a multivariate analysis. *Journal of Vegetation Science* 2: 237-244.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Tallwin J.B., Walker K.J., Warman E.A., Masters G. 2007. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 81-94.
- Radkowski A., Kuboń M. 2007. Jakość siana w zależności od technologii zbioru. *Inżynieria Rolnicza* 6(94): 197-203.
- Radliński B., Tronkowska M., Tittenbrun A. 2015. Gatunki obce i inwazyjne na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego i Roztocza Środkowego. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) *Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody*. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 31-40.
- Rahmonov O., Parusel T. 2012. Wpływ opadu roślinnego robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. na proces rozwoju gleby na obszarach zdegradowanych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 33(4): 81-92.
- Rejmánek M., Richardson D. M., Pyšek P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. W: Van der Maarel E. (red.) *Vegetation ecology*. Blackwell Science, Oxford: 332-355.
- Reporting 2013. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive (period 2007-2012). Outcomes from the Article17 reports. European Topic Centre on Biological Diversity, EIONET, Paris.

[http://bd.eionet.europa.eu/activities/Reporting/Article_17/Reports_2013], dostęp: 17.01.2015 r.

Rickers S., Langel R., Scheu S. 2006. Stable isotope analyses document intraguild predation in wolf spiders (Araneae: Lycosidae) and underline beneficial effects of alternative prey and microhabitat structure on intraguild prey survival. *Oikos* 114: 471-478.

Riibak K., Reitalu T., Tamme R., Helm A., Gerhold P., Znamenskiy S., Bengtsson K., Rosén E., Prentice H.C., Pärtel M. 2015. Dark diversity in dry calcareous grasslands is determined by dispersal ability and stress-tolerance. *Ecography* 38: 713-721.

Rittman S., Wrinn K.M., Evans S.C., Webb A.W., Rypstra A.L. 2013. Glyphosate-Based Herbicide Has Contrasting Effects on Prey Capture by Two Co-Occurring Wolf Spider Species. *Journal of Chemical Ecology* 39: 1247-1253.

Roberts M.J. 1993. *The Spiders of Great Britain and Ireland. Compact Edition.* Colchester, UK. Harley Books. Vol. 1, ss. 229; Vol. 2, ss. 204.

Robinson J.V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology* 62: 73-80.

Rodríguez C., Bustamante J. 2008. Patterns of Orthoptera abundance and lesser kestrel conservation in arable landscapes. *Biodiversity and Conservation* 17(7): 1753-1764.

Rola J., Rola H., Badowski M. 2000. Zbiorowiska segetalne na polach gospodarstw ekologicznych i tradycyjnych Dolnego Śląska. *Pamiętnik Puławski* 122: 21-29.

Roszkowski A. 2013. Energia z biomasy – efektywność, sprawność i przydatność energetyczna. Cz. 1. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 1(79): 97-124.

Roth T., Amrhein V., Peter B., Weber D. 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agriculture Ecosystems and Environment* 125: 167-172.

Rozporządzenie 2001. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 sierpnia 2001 r. w sprawie określenia rodzajów siedlisk przyrodniczych podlegających ochronie. *Dz.U.* 2001 nr 92 poz. 1029.

Rozporządzenie 2005. Rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005 z dnia 20 września 2005 r. w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW).

Rozporządzenie 2009. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady nr 1107/2009/WE w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW) i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005.

Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. *Dz. U.* Nr 210, poz. 1260.

Rozporządzenie 2013. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 15 marca 2013 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu przyznawania pomocy finansowej w ramach działania „Program rolnośrodowiskowy” objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013. *Dz. U.* 2013 poz. 361, z późn. zm.

Rozporządzenie 2014a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. *Dz.U.* 2014 poz. 1348.

Rozporządzenie 2014b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. *Dz.U.* 2014 poz. 1409.

Rozporządzenie 2014c. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) Nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej* L 317/35.

Rozporządzenie 2015. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 marca 2015 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu przyznawania pomocy finansowej w ramach działania „Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne” objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020. Dz. U. 2015 poz. 415, z późn. zm.

Rożej E., Szentgyörgyi H., Wantuch M., Moroń D., Woyciechowski M. 2008. Trzmielie szklarniowe – zagrożenie dla dzikich populacji. XV Sympozjum Sekcji Hymenopterologicznej Polskiego Towarzystwa Entomologicznego Biuletyn Sekcji Hymenopterologicznej PTE Nr 16: 15.

Römermann C., Bernhardt-Römermann M., Kleyer M., Poschlod P. 2009. Substitutes for grazing in semi-natural grasslands – do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? *Journal of Vegetation Science* 20: 1086-1098.

Rutkowski L. 2008. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 814.

Rypstra A.L., Carter P.E., Balfour R.A., Marshal S.D. 1999. Architectural features of agricultural habitat and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology* 27: 371-377.

Ryszkowski L. 1996. Problemy ochrony różnorodności biologicznej w przestrzeni rolniczej. Różnorodność biologiczna: pojęcia, oceny, zagadnienia ochrony i kształtowania. *Zeszyty Naukowe PAN Komit. Nauk. Człow. Środow.* 15: 111-128.

Saarinen K. 2002. Butterfly communities in relation to changes in the management of agricultural environments. University of Joensuu, PhD Dissertations in Biology, no 13, ss. 94.

Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2015. Barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* i barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* – biologia, ekologia, zwalczanie. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) *Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia*. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 179-303.

Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P., Wójcik M., Pastwa J., Kłossowski E. 2014. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 148. [<http://www.gdos.gov.pl/igo>], dostęp: 14.05.2016 r.

Samu F., Szinetár C. 2002. On the nature of aerobiont spiders. *Journal of Arachnology* 30: 389-402.

Samways M.J., Lockwood J.A. 1998. Orthoptera conservation: pests and paradoxes. *Journal of Insect Conservation* 2 (3-4): 143-149.

Sapek B., 1993. Studia nad wapnowaniem trwałego użytku zielonego na glebie mineralnej. Rozprawy habilitacyjne. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 93.

Scherney F. 1955. Untersuchungen über Vorkommen und wirtschaftliche Bedeutung räuberischlebender Käfer in Feldkulturen (I.Mitt.). *Zeitschrift für Pflanzenbau und Pflanzenschutz* 6(50): 49-73.

Scherney F. 1959. Unsere Laufkäfer – ihr Biologie und wirtschaftliche Bedeutung. *Neue Brehm – Bücherei*, A. ZiemsenVerlag, ss. 79.

Scherney F. 1961. Beiträge zur Biologie und ökonomischen Bedeutung räuberischlebender Käferarten. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 48: 163-175.

Schmidt M.H., Roschewitz I., Thies C., Tschardt T. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281-287.

Schmidt M.H., Tschardt T. 2005. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture Ecosystems and Environment* 105: 235-242.

Schmidt W., Waldhart R., Mrotzek R. 1995. Extensification in arable systems: effects on flora, vegetation and soil seed bank – results of the INTEX-project. University of Göttingen, *Tuexenia*: 415-435.

Schmitzberger I., Wrška Th., Steurer B., Aschenbrenner G., Peterseil J., Zechmeister H.G. 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 108: 274-290.

Schonbeck M. 2013. An Ecological understanding of weeds. eXtension. Organic agriculture. [www.articles.extension.org/pages/18529/an-ecological-understanding-of-weeds], dostęp: 20.08.2013 r.

Schrautzer J., Fichtner A., Huckauf A., Rasran L., Jensen K. 2011. Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. *Flora* 206: 622-630.

Sewerniak P., Jankowski M. 2015. Deforestation increases differences in morphology and properties of dune soils located on contrasting slope aspects in the Toruń military area (N Poland). *Ecological Questions* 21: 61-63.

Shaw R.H., Tanner R., Djeddour D., Cortat G. 2011. Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom – lessons for Europe. *Weed Research* 51(6): 552-558.

Sielezniew M. 2012a. *Modraszek nausitos Phengaris (Maculinea) nusitous*. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik Metodyczny. Część II. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 178-198.

Sielezniew M. 2012b. *Modraszek telejus Phengaris (Maculinea) teleius*. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik Metodyczny. Część II. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 199-218.

Sielezniew M. 2012c. *Modraszek arion Phengaris (Maculinea) arion (Linnaeus, 1758)*. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik Metodyczny. Część III. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 142-163.

Sielezniew M., Dziekańska I. 2010. *Motyle dzienne*. MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa, ss. 336.

Sienkiewicz P. 2003. Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of the seasonally flooded meadows in the valley of the middle course of the Warta – qualitative analysis. *Baltic Journal of Coleopterology* 3(2): 129-136.

Sienkiewicz P., Żmihorski M. 2012. The effect of disturbance by river flooding on the ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *European Journal of Entomology* 109(4): 535-541.

Siepe A. 1994. The „Flooding Behaviour” of Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) in River Floodplains: Ecological and Ethological Adaptations to Periodic Inundations – I: Swimming. *Zoologische Jahrbuecher – Systematik* 12: 515-566.

Smith R.S., Pullan S., Shiel R.S. 1996. Seed shed in the making of hay from mesotrophic grassland in a field in northern England: effects of hay cut date, grazing and fertilizer in a split-split-plot experiment. *Journal of Applied Ecology* 33: 833-841.

Smith H.G., Firbank L.G., Macdonald D.W. 1999. Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation* 89: 107-111.

Smith R.S., Shiel R.S., Millward D. Corkhill P. 2000. The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: An 8-year field trial. *Journal of Applied Ecology* 37(6): 1029-1043.

Smolis A., Kadej M., Malkiewicz A., Tarnawski D. 2014. Projekt programu czynnej ochrony przeplatki maturny *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Nymphalidae) w Polsce. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, ss. 120.

Sobala M. 2014. Krajobrazy pasterskie w Polsce i Europie – wybrane typy, przykłady i formy ich ochrony. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego* 25: 81-98.

Solon J. 2008. Koncepcja „Ecosystem services” i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych, W: Chmielewski T. J. (red.). *Struktura i funkcjonowanie systemów krajobrazowych: meta – analizy, modele, teorie i ich zastosowania*. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 21: 25-44.

Sosin-Bzducha E., Chełmińska A., Sikora J. 2012. Wypas owiec jako element czynnej ochrony Krajobrazu Wyżyny Krakowsko Częstochowskiej. *Wiadomości Zootechniczne, R. L, 2: 85-88*.

- Sotherton N. 1998. Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation* 83: 259-268.
- Spačková I., Kotorová I., Lep, J. 1998. Sensitivity of seedling recruitment to moss, litter and dominant removal in an oligotrophic wet meadow. *Folia Geobotanica* 33: 17-30.
- Sprawozdanie 2014. Sprawozdanie z realizacji Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013 nr 8/2014. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa, ss. 137. [<http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2007-2013/Monitoring-i-sprawozdawczosc-PROW-2007-2013/Zbiorcze-sprawozdania-okresowe-z-realizacji-PROW-2007-2013>], dostęp: 09.06.2016 r.
- Staniak M., Berbec A.K., Feledyn-Szewczyk B., Harasim E., Stalenga J. 2016. Monitoring różnorodności gatunkowej flory segetalnej na cennych przyrodniczo obszarach województwa lubelskiego. *Economic and Regional Studies/Studia Ekonomiczne i Regionalne* 9(1): 86-95.
- Staniak M., Bojarszczuk J., Księżak J. 2013. Zachwaszczenie zbóż jarych uprawianych w siewie czystym i z wsiewką seradeli (*Ornithopus sativus* L.) w warunkach gospodarstwa ekologicznego. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(42): 121-131.
- Staniak M., Księżak J., Bojarszczuk J. 2011. Zachwaszczenie kukurydzy w ekologicznym systemie uprawy. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 56(4): 123-128.
- Staniak M., Księżak J., Bojarszczuk J., Fariaszewska A. 2015. Evaluation of productivity of four cereals species with undersown serradella. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 60(4): 89-93.
- Staniak M., Księżak J., Bojarszczuk J., Kocoń A. 2012. Ocena zachwaszczenia sorga uprawianego systemem ekologicznym. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 57(4): 109-115.
- Stańko-Bródkowa B. 2008. Znaczenie banku nasion w glebie i rozprzestrzeniania nasion w kształtowaniu i regeneracji wielogatunkowych zbiorowisk łąkowych. *Łąkarstwo w Polsce (Grassland Science in Poland)*, 11: 185-199.
- Staręga W. 1989. Spiders of most meadow on the Mazovian lowland. *Memorabilia Zoologica* 43: 37-60.
- Stevenson F.C., Legere A., Simard R.R., Angers D.A., Pageau D., Lafond J. 1997. Weed species diversity in spring barley varies with crop rotation and tillage, but not with nutrient source. *Weed Science* 45: 798-806.
- Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., Van Doorn A., De Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management* 91: 22-46.
- Storkey J., Westbury D.B. 2007. Mini-Review – Managing arable weeds for biodiversity. *Pest Management Science* 63: 517-523.
- Storkey J., Meyer S., Still K.S., Leuschner C. 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B* 279: 1421-1429.
- Stupnicka-Rodzinkiewicz E., Stępnik K., Lepiarczyk A. 2004. Wpływ zmianowania, sposobu uprawy roli i herbicydów na bioróżnorodność zbiorowisk chwastów. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura* 3(2): 235-245.
- Sunderland K.E. 2002. Invertebrate pest control by carabids. W: Holland J.M. (red.). *The Agroecology of carabid beetles*. Intercept, Andover: 165-214.
- Süß K., Storm C., Zehm A., Schwabe A. 2004. Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? *Plant Biology* 6: 465-476.
- Szczepaniuk A., Kamiński J. 2015. Monitoring efektów przyrodniczych programu rolnośrodowiskowego. Raport końcowy część II-4. Wyniki analiz danych siedliskowych: Stan siedlisk przyrodniczych a użytkowanie działek rolnośrodowiskowych w PROW 2007–2013 (mscr.). Instytut Techniczno-Przyrodniczy Falenty, ss. 36.

Szolc S. 2006. Wielkie koszenie. *Farmer* 10: 10-11.

Śliwa P. 2014. Zapomniany rezerwat. *Salamandra*, magazyn przyrodniczy 1 (18)[<http://magazyn.salamandra.org.pl/m18a18.html>], dostęp: 22.06.2016 r.

Śliwiński M. 2009. Barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* i barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum*. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 54-57.

Šajna N., Kušar P., Slana Novak L., Novak T. 2011. Benefits of low-intensive grazing: co-occurrence of umbelliferous plant (*Hladnikia pastinacifolia* Rchb.) and opilionid species (*Phalangium opilio* L.) in dry, calcareous grassland. *Polish Journal of Ecology* 59(4): 777-786.

Šarapatka B., Urban J. 2012. *Rolnictwo ekologiczne w praktyce*. Wydawnictwo Instytut Techniczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 470.

Tang L., Cheng Ch., Wan K., Li R., Wang D., Tao Y., Pan J., Xie J., Chen F. 2014. Impact of fertilizing pattern on the biodiversity of a weed community and wheat growth. *PLoS ONE* 9(1): e84370. doi: 10.1371/journal.pone.0084370

Taylor K., Rowland A.P., Jones H.E. 2001. *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Journal of Ecology* 89: 126-144.

Tällea M., Deák B., Poschlod P., Valkód O., Westerberga L., Milberga P. 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 222: 200-212.

Terlikowski J. 2012. Biomasa z trwałych użytków zielonych jako źródło energii odnawialnej. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 1(75): 43-49.

Thomas C.F.G., Marshall E.J.P. 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72(2): 131-144.

Thomas M.B., Wratten S.D., Sotherton N.W. 1991. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* 28: 906-917.

Thomas S.R. 2002. The refuge role of beetle-banks and field margins for carabid beetles on UK arable farmland: densities, composition and relationships with vegetation. W: Szyszko J., den Boer P.J., Bauer T. (red.). *How to protect or what we know about Carabid Beetles*. Warsaw Agricultural University Press: 185-199.

Thorbek P., Blide T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41: 526-538.

Tischler W. 1971. *Agroekologia*. PWRiL, Warszawa, ss. 487.

Tittenbrun A., Radliński B. 2015. Praktyka zwalczania inwazyjnych gatunków obcych w Roztoczańskim Parku Narodowym. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.). *Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia*. Stowarzyszenie „Człowiek i przyroda”, Krzywe: 49-56.

Todd P.A., Phillips J.D.P., Putwain P.D., Marrs R.H. 2000. Control of *Molinia caerulea* on moorland. *Grass and Forage Science* 55: 181-191.

Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, ss. 216.

Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Tarłowska S., Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (=Fallopia). W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 87-99.

Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbicz A., Danielewicz W., Hodyński Cz. 2012. *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 197.

Tokarska-Guzik B., Fojcik B., Bzdęga K., Urbisz A., Nowak T., Pasierbiński A., Dajdok Z. 2015. Wytyczne dotyczące zwalczania rdestowców na terenie Polski. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Katowice, ss. 219. [<http://www.gdos.gov.pl/igo>], dostęp: 14.05.2016 r.

Tomczyk-Wrona I. 2010. Program ochrony zasobów genetycznych koni rasy huculskich. Załącznik nr 1 do Zarządzenia Nr 19/10 z dn. 16 kwietnia 2010 r.

Tooley J., Brust G.E. 2002. Weed seed predation by carabid beetles. W: Holland J. M. (red.). The Agroecology of carabid beetles. Intercept, Andover: 215-230.

Topa E., Oleszczuk M., Twardowska K. 2011. Ocena zgrupowania pająków naroślinnych Araneae na pszenicy ozimej. Progress in Plant Protection 51(4): 1787-1791.

Topa E., Nicewicz Ł., Hajdamowicz I., Twardowska K., Nijak K. 2014. Zgrupowania pająków Araneae występujących na łące ekstensywnej i w zbożach ozimych. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego 4: 68-77.

Trąba Cz., Wolański P. 2012. Zróżnicowanie florystyczne zbiorowisk łąkowych ze związków Molinion, Cnidion dubii i Filipendulion w Polsce – zagrożenie i ochrona. Inżynieria Ekologiczna 29: 224-235.

Treweek J., Drake M., Mountford O., Newbold C., Hawke C., Jose P., Self M., Benstead P. 1997. The Wet Grassland Guide: Managing Floodplain and Coastal Wet Grasslands for Wildlife. RSPB Management Guides, ss. 254.

Tryjanowski P., Dajdok Z., Kujawa K., Kałuski T., Mrówczyński M. 2011. Zagrożenia różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym: czy badania wykonywane w Europie Zachodniej pozwalają na poprawną diagnozę w Polsce? Polish Journal of Agronomy 7: 113-119.

Tryjanowski P., Kuźniak S., Kujawa K., Jerzak L. 2009. Ekologia ptaków krajobrazu rolniczego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 72-73, 100, 128.

Tucker G.M., Heath M.F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International, (BirdLife Conservation Series No. 3) [Za]: Tyburski J., Bartoszek H., Górski A., Szymkiewicz M., Załuski T. 2000. Walory przyrodnicze użytków rolnych i sposoby ich ochrony na przykładzie Zielonych Płuc Polski w latach 1997-1999. Fundacja IUCN Poland, Warszawa, ss. 47.

Twardowski J.P., Pastuszko K. 2008. Siedliska brzeżne w agrocenozie pszenicy ozimej jako rezerwuary pożytecznych biegaczowatych (Col. Carabidae). Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 53(4): 123-127.

Twardowski J. 2010. Wpływ uproszczeń w uprawie roli pod pszenicę ozimą na zgrupowania stawonogów epigeicznych i glebowych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, ss. 141.

Twardy S., Barszczewski J. 2015. Racjonalne użytkowanie pastwisk górskich, Wydawnictwo ITP, Falenty, ss. 24.

Twardy S., Smoroń S., Jankowska-Huflejt H., Barszczewski J. 2014. Standardy gospodarowania na górskich użytkach zielonych nieobjętych programem rolno-środowiskowo-klimatycznym. Wyd. Instytut Techniczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 56.

Twardy S., Smoroń S., Barszczewski J. 2015. Racjonalne użytkowanie łąk górskich (na przykładzie obszarów karpaccich). Wydawnictwo Instytut Techniczno-Przyrodniczy, ss. 20.

Tyburski J., Bartoszek H., Górski A., Szymkiewicz M., Załuski T. 2000. Walory przyrodnicze użytków rolnych i sposoby ich ochrony. Na przykładzie Zielonych Płuc Polski w latach 1997-1999. Fundacja IUCN Poland, Warszawa, ss. 47.

Uetz, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. W: Bell S. S., McCoy E. D., Mushinsky H. R. (red.) Habitat structure: The physical arrangement of objects in space. London: Chapman & Hall: 325-348.

Ustawa 2001. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Dz. U. Nr 115, poz. 1229, z późn. zm.

Ustawa 2004. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody. Dz. U. Nr 92, poz. 880.

Ustawa 2007. Ustawa o nawozach i nawożeniu, Dz. U. nr 147 poz. 1033.

Van Braeckel A., Bokdam J. 2002. Habitat selection of cattle and horses in the Lower Basin of the Biebrza National Park. Grazing as a conservation management tool in peatland. Report of a Workshop held 22–26 April in Goniadz, Poland: 60-63.

Van de Poel D., Zehm A. 2014. Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturobwertung für den Naturschutz. *Anligend Natur* 36(2): 36-51.

Van Dyck H., Van Strien A. J., Maes D., Van Swaay C.A.M. 2009. Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology* 23: 957-965.

Van Elsen T. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 101-109.

Van Swaay C.A.M., Warren M.S. 1999. Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). *Nature and Environment*, No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg, ss.260.

Van Wingerden W.K.R.E., Van Kreveld A.R., Bongers W. 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology* 113: 138-152.

Warda M., Kulik M., Gruszecki T. 2011. Charakterystyka wybranych zbiorowisk trawiastych w rezerwacie przyrody Kózki oraz próba ich czynnej ochrony przez wypas owiec rasy świniarka. *Annales UMCS sectio E LXVI* (4): 1-8.

Warda M., Kulik M., Gruszecki T. 2016. The impact of intensive sheep grazing in the spring on the vegetation of xerothermic grasslands in Stawska Góra nature reserve. *Ecological Questions* 23: 43-50.

Warecki A. 2010. Motyle dzienne Polski, Atlas bionomii. Wydawnictwo Koliber, Nowy Sącz, ss. 320.

Wasilewski Z. 1996. Cechy charakterystyczne siedlisk wykorzystywanych pastwiskowo. W: *Podstawy typologicznego podziału użytków zielonych i zasady ich inwentaryzacji*. Seminarium metodyczno-szkoleniowe. Wyd. IMUZ: 42-44.

Wasilewski Z. 2003. Wypas jako instrument ochrony różnorodności biologicznej. *Biblioteczka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego*, Warszawa, ss. 28.

Wasilewski Z. 2004. Zbiór pojęć i nazw używanych w łąkarstwie. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie* 12: 118.

Wasilewski Z. 2013a. Ocena wpływu jednokośnego użytkowania na skład botaniczny runi łąk położonych w trzech siedliskach i koszonych w dwóch terminach. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(42): 161-176.

Wasilewski Z. 2013b. Wpływ ekstensywnego użytkowania łąk w siedliskach pobagiennych na skład botaniczny runi. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 58(4): 208-211.

Wasilewski Z. 2015. Ocena stanu ekstensywnie użytkowanych łąk koszonych latem. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2(50): 147-161.

Wasilewski Z., Barszczewski J. 2011. Stan trwałych użytków zielonych i możliwość ich wykorzystania do produkcji biogazu. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 2: 149-156.

Weber E., Jakobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora* 200: 109-118.

Weiss N., Zucchi H., Hochkirch A. 2013. The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation* 22(10): 2167-2178.

Wesołowska M. 2009. Zmiany roślinności łąkowej Tatr Zachodnich i ich przedpola w ciągu ostatniego półwiecza w Guzik M. (red.). *Długookresowe zmiany w przyrodzie i użytkowaniu TPN*, Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane: 91-104.

Węgrzynek B., Tokarska-Guzik B., Żabińska I., Madej B. 2009. Szczaw omszony *Rumex confertus*. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 69-71.

White A.J., Wratten S.D., Berry N.A., Weigmann U. 1995. Habitat manipulation to enhance biological control of Brassica pests by hover flies (Diptera: Syrphidae). *Journal of Economic Entomology* 88(5): 1171-1176.

Wiech K., Kałmuk J., Pobożniak M., Pniak M. 2005. Czy można polegać na pożytecznych organizmach? Ochrona środowiska naturalnego w XXI wieku – nowe wyzwania i zagrożenia. Fundacja na Rzecz Wspierania Badań Naukowych Wydziału Ogrodniczego w Krakowie: 105-115.

Williams A., Jones J.M., Ma L., Pourkashanian M. 2012. Pollutants from the combustion of solid biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science* 38: 113-137.

Winnicki T. 1999. Zbiorowiska roślinne połonin Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Monografie Bieszczadzkie 4, ss. 215.

Wise D.H. 1995. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, ss. 328.

Wisler G.C., Norris R.F. 2005. Interactions between weeds and cultivated plants as related to management of plant pathogens. *Weed Science* 53(6): 914-917.

Wissinger S.A. 1997. Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: a template for biological control in annual crop systems. *Biological Control* 10: 4-15.

Wojtuń B., Fabiszewski J., Sobierajski Z., Matuła J., Żołnierz L. 1994. Zmiany jakościowe i ilościowe flory muraw bliźniczkowych (*Carici-Nardetum*) w Karkonoszach na przestrzeni ostatnich 40 lat. W: Fischer Z. (red.). Karkonoskie badania ekologiczne. Oficyna Wyd. IE PAN, Dziekanów Leśny: 163-180.

Wolak M. 2001. Rare spider species in agroecosystems. *Fragmenta Faunistica* 44: 357-364.

Wolak M. 2002. The spider fauna of balks. In: Toft S., Scharff N. (red.) *European Arachnology 2000. Proceedings of the 19th European Colloquium of Arachnology*. Århus University Press, Århus: 229-326.

Wolak M. 2004. The significance of unmanaged "island" habitats for epigeic spiders in a uniform agricultural landscape. W: Samu F., Szinetár C. (red.) *European Arachnology 2002. Proceedings of the 20th European Colloquium of Arachnology*, Szombathely. Plant Protection Institute and Berzsényi College, Budapest: 327-336.

Wolak M., Karg J. 2002. Pająki zimujące w zadrzewieniach śródpolnych. W: Banaszak J. (red.) *Wyspy środowiskowe. Bioróżnorodność i próby typologii*. Wyd. Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz: 169-179.

Wolski J. 2007. Przekształcenia krajobrazu wiejskiego Bieszczadów wysokich w ciągu ostatnich 150 lat. *Prace geograficzne* nr 214. PAN, IGIPIZ, Warszawa, ss. 228.

Wotejko L., Stańko R., Pawlaczyk P., Jermaczek A. 2004. *Poradnik ochrony mokradł w krajobrazie rolniczym*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin, ss. 141.

World Spider Catalog 2016. Natural History Museum Bern [<http://wsc.nmbe.ch>, version 17.0], dostęp: 10.05.2016 r.

Wright H. L., Ashpole J.E., Dicks L.V., Hutchison J., Sutherland W. J. 2013. Enhancing natural pest control as an ecosystem service: Evidence for effects of selected actions. University of Cambridge, Cambridge, ss. 106.

Wróbel B., Terlikowski J., Wesółowski P., Barszczewski J. 2015. *Racjonalne użytkowanie łąk niżowych*. Wyd. Instytut Techniczno-Przyrodniczy, Falenty, ss. 24.

Wróbel I. 2000. Ekosystemy nieleśne Pienińskiego Parku Narodowego – praktyczna realizacja planu ochrony na lata 1989-1998. *Szczeliniec* 4, 293-303.

- Wróbel I. 2006. Dynamika roślinności łąkowej w warunkach stosowania ciągłych zabiegów ochronnych w Pienińskim Parku Narodowym. *Studia Nature* 54, cz. I: 241-264.
- Wytyczne CKPŚ 2008. Wytyczne do realizacji obiektów małej retencji w Nadleśnictwach – Część techniczna. Zwiększanie możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych na terenach nizinnych. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa, ss. 57.
- Younger A., Smith R.S. 1994. Hay meadow management in the Pennine Dales, Northern England. Joint meeting between the British Grassland Society and the British Ecological Society: Grassland management and nature conservation. British Grassland Society Occasional Symposium, 27–29 September 1993. University of Leeds, England 28: 137-143.
- Zahn A., Juen A., Traugott M., Lang A. 2007. Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 73-86.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków, ss. 715.
- Zajac A., Zajac M., Tokarska-Guzik B. 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin (In: Synanthropization of plant cover in new Polish research, Eds: J.B. Faliński, W. Adamowski, B. Jackowiak). *Phytocoenosis* 10 (N.S.), Suppl. *Cartogr. Geobot.* 9: 107-116.
- Zajac M., Zajac A., Tokarska-Guzik B. 2009. Extinct and endangered archeophytes and the dynamics of their diversity in Poland. *Biodiversity: Research and Conservation* 13: 17-24.
- Zajemska M., Musiał D. 2013. Energetyczne wykorzystanie biomasy z produkcji rolniczej w procesie współspalania. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 4 (82): 107-118.
- Załuski T., Kącki Z. 2004. 6440 Łąki selernicowe (*Cnidion dubii*). W: Herbich J. (red.) Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 185-191.
- Załuski T. 2011. 6440 Łąki selernicowe (*Cnidion dubii*). W: Cierlik G., Makomaska-Juchiewicz M., Mróz W., Perzanowska J., Król W., Baran P., Zięcik A. (red.) Sprawozdanie z prac monitoringowych w roku 2011. Tom 1 – Typy siedlisk przyrodniczych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 250-264.
- Zarządzenie 2014a. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu z dnia 1 kwietnia 2014 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Grodczyn i Homole koło Dusznik PLH020039. Dz. Urz. Woj. Lubu. 2014.1688.
- Zarządzenie 2014b. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim i Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu z dnia 25 kwietnia 2014 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Nowosolska Dolina Odry PLH080014. Dz. Urz. Woj. Lubu. 2014.938.
- Zarządzenie 2014c. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Bydgoszczy i Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Poznaniu z dnia 28 kwietnia 2014 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Dolina Noteci PLH300004. Dz. Urz. Woj. Wiel. 2014.2924.
- Zarządzenie 2015a. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Kielcach i Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Łodzi z dnia 31 grudnia 2014 r. zmieniające zarządzenie w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Ostoja Przedborska PLH260004. Dz. Urz. Woj. Świą. 2015.258.
- Zarządzenie 2015b. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Bydgoszczy i Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Gdańsku z dnia 27 października 2015 r. zmieniające zarządzenie w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Sandr Wdy PLH040017. Dz. Urz. Woj. Kuj.-Pom. 2015.3277.
- Zarzycki J. 2003: Ochrona czynna na wód naturalnych ekosystemów nieleśnych W: Mastaj J. (red.) Roślinność nieleśna na terenie parków krajobrazowych w Beskidach i sposoby jej ochrony. Materiały konferencyjne, Będzin – Żywiec: 38-42.

- Zarzycki J., Gałka A., Góra-Drożdż E. 2005. Wartość paszowa runi łąk Pienińskiego Parku Narodowego użytkowanych zgodnie z wymogami ochrony przyrody. *Acta Scientiarum Polonorum s. Agricultura* 4(2): 119-132.
- Zarzycki J., Kaźmierczakowa R. 2006. Przemiany łąk świeżych i pastwisk w Pienińskim Parku Narodowym w ciągu ostatnich 35 lat XX wieku. *Studia Naturae* 54, cz. I: 275-304.
- Zarzycki J., Misztal A. 2010. Abandonment of farming practices: impact on vegetation. *Grassland Science in Europe* 15: 133-135.
- Zarzycki K. 1967. Łąki Pienińskiego Parku Narodowego i ich racjonalne zagospodarowanie. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 23(1): 11-19.
- Zarzycki K., Mirek Z. 2006. Red list of plants and fungi in Poland. *Czerwona lista roślin i grzybów Polski*. Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków, ss. 99.
- Zrubecz P., Toth F., Nagy A. 2008. Is *Xysticus kochi* (Araneae: Thomisidae) an efficient indigenous biocontrol agent of *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae)? *BioControl* 53: 615-624.
- Żelazo J. 2015. O konfliktach i kompromisach w inżynierii i gospodarce wodnej. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 58(1): 6-16.
- Żyszkowska M., Nadolna L., Paszkiewicz-Jasińska A. 2011. Charakterystyka zbiorowisk użytków zielonych Gór Suchych (Sudety) pod kątem zróżnicowanego gospodarowania. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 115-124.

Skorowidz gatunków

Gatunek w j. polskim	Gatunek w j. łacińskim	Odkrywca	Strony
aster gawędka	<i>Aster amellus</i>	L.	105
babka lancetowata	<i>Plantago lanceolata</i>	L.	199
barszcz Mantegazziego	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Somm. & Lev.	125, 137
barszcz Sosnowskiego	<i>Heracleum sosnowskyi</i>	Manden.	19, 45, 125, 137
barszcz zwyczajny	<i>Heracleum sphondylium</i>	L.	55, 84
batalion	<i>Calidris pugnax</i>	L.	218
białorzytka	<i>Oenanthe oenanthe</i>	L.	207, 208
biegacz granulowany	<i>Carabus granulatus</i>	L.	164
biegacz wręgaty	<i>Carabus cancellatus</i>	Ill.	164
biegacz złocisty	<i>Carabus auratus</i>	L.	164
bielinek bytomkowiec	<i>Pieris napi</i>	L.	174
bielinek kapustnik	<i>Pieris brassicae</i>	L.	174
bielinek rzepnik	<i>Pieris rapae</i>	L.	174
bluszczyk kurdybanek	<i>Glechoma hederacea</i>	L.	196
blotniak łąkowy	<i>Circus pygargus</i>	L.	148, 205, 207, 209
blotniak zbożowy	<i>Circus cyaneus</i>	L.	207
bocian biały	<i>Ciconia ciconia</i>	L.	207, 208, 218
bodziszek leśny	<i>Geranium sylvaticum</i>	L.	55
bodziszek łąkowy	<i>Geranium pratense</i>	L.	55
bogatka	<i>Parus major</i>	L.	206
brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i>	Roth.	117
bukwica zwyczajna	<i>Betonica officinalis</i>	L.	60
burak cukrowy	<i>Beta vulgaris</i> L. var. <i>altissima</i>	Döll.	211, 215
bylica piotun	<i>Artemisia absinthium</i>	L.	33
chaber bławatek	<i>Centaurea cyanus</i>	L.	33, 34, 36
chaber ostrotuskowy	<i>Centaurea oxylepis</i>	(Wimm. & Grab.) Hayek	55
chrzan pospolity	<i>Ammoracia rusticana</i>	P. Gaertn. et al.	33
chwastnica jednostronna	<i>Echinochloa crus-galli</i>	(L.) P. Beauv.	31
ciecierzka pospolita	<i>Cicer arietinum</i>	L.	46
ciemniężca zielona	<i>Veratrum lobelianum</i>	Bernh.	59
ciemniówka	<i>Curruca communis</i>	Lath.	208
czajka	<i>Vanellus vanellus</i>	L.	139, 207, 208, 209, 214, 218, 219, 220, 228, 232, 235
czarcikęs łąkowy	<i>Succisa pratensis</i>	Moench	59, 60, 202
czeczryca grzebieniowa	<i>Scandix pecten-veneris</i>	L.	38
czeczotka	<i>Carduelis flammea</i>	L.	206
czerechca amerykańska	<i>Padus serotina</i>	(Ehrh.) Borkh.	128, 129, 136, 197
czernończyk fioletek	<i>Lycaena helle</i>	Den. & Schiff.	58, 201
czernończyk nieparek	<i>Lycaena dispar</i>	Haw.	58, 199
czosnek kątowaty	<i>Allium angulosum</i>	L.	60, 61
darownik przedziwny	<i>Pisaura mirabilis</i>	Cl.	186
derkacz	<i>Crex crex</i>	L.	82, 140, 207, 208, 218, 219, 232, 235
dubelt	<i>Gallinago media</i>	Lath.	139, 218, 228, 232, 235
dudek	<i>Upupa epops</i>	L.	208
dymnica pospolita	<i>Fumaria officinalis</i>	L.	31, 36
dymówka	<i>Hirundo rustica</i>	L.	207
dzierwłochaty	<i>Harpalus rufipes</i>	Deg.	147, 191
dziewięcił poptocholistny	<i>Carlina onopordiifolia</i>	Besser	112
dziesięcił białoszyi	<i>Dendrocopos syriacus</i>	Hemp. & Ehrenb.	208
dziesięcił duży	<i>Dendrocopos major</i>	L.	208
dziesięcił zielony	<i>Picus viridis</i>	L.	208
dziesięcił leśny	<i>Angelica sylvestris</i>	L.	57
dzika róża	<i>Rosa canina</i>	L.	117, 197
dziurawiec zwyczajny	<i>Hypericum perforatum</i>	L.	43
dzwonek rozpierzchny	<i>Campanula patula</i>	L.	55
dzwoniec	<i>Chloris chloris</i>	L.	208
fiołek polny	<i>Viola arvensis</i>	Murr.	31, 33, 36
fiołek psi	<i>Viola canina</i>	L.	108
gawron	<i>Corvus frugilegus</i>	Den.& Schiff.	208
gąsiorek	<i>Lanius collurio</i>	L.	208
gil	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	L.	206
głowienka pospolita	<i>Prunella vulgaris</i>	L.	196
głóg jednoszyjkowy	<i>Crataegus monogyna</i>	Jacq.	197, 206

Gatunek w j. polskim	Gatunek w j. łacińskim	Odkrywca	Strony
gorczyca polna	<i>Sinapis arvensis</i>	L.	32, 33, 34, 35, 36, 46, 215
goryczka krzyżowa	<i>Gentiana cruciata</i>	L.	105, 106
goryczka wąskolistna	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	L.	60, 200
goździk kartuzek	<i>Dianthus carthusianorum</i>	L.	107
goździk pyszny	<i>Dianthus superbus</i>	L.	60
grozdek błotny	<i>Lathyrus palustris</i>	L.	85
grusza pospolita	<i>Pyrus communis</i>	L.	117, 152
grzebieńca pospolita	<i>Cynosurus cristatus</i>	L.	55
grzywacz	<i>Columba palumbus</i>	L.	208
gwiazdnica pospolita	<i>Stellaria media</i>	(L.) Vill.	31, 33, 36, 46
izgrzyca przyziemna	<i>Danthonia decumbens</i>	L.	108
jajuszek	<i>Oodes helopioides</i>	Fabr.	146
jałowiec pospolity	<i>Juniperus communis</i>	L.	104, 117, 119
jaskier polny	<i>Ranunculus arvensis</i>	L.	38
jasnota purpurowa	<i>Lanium purpureum</i>	L.	31, 195
jastrzębiec kosmaczek	<i>Hieracium pilosella</i>	L.	108, 110
jaszczurka zwinka	<i>Lacerta agilis</i>	L.	108
kania ruda	<i>Milvus milvus</i>	L.	218
karłatek kniejek	<i>Ochloides sylvanus</i>	Esp.	173
kąkol polny	<i>Agrostemma githago</i>	L.	31, 38, 48
kłosownica pierzasta	<i>Brachypodium pinnatum</i>	(L.) P. Beauv.	115
knieć błotna	<i>Caltha palustris</i>	L.	57, 58
kocanki piaszkowe	<i>Helichrysum arenarium</i>	(L.) Moench	107
kolczurka klapowana	<i>Echinocystis lobata</i>	Torr. & A. Gray.	132, 134, 135
kołyśnik wielobarwny	<i>Aculepeira ceropegia</i>	Wlk.	161, 182
komonica zwyczajna	<i>Lotus corniculatus</i>	L.	55, 85, 195
komosa biała	<i>Chenopodium album</i>	L.	31, 33, 34
koniczyna biała	<i>Trifolium repens</i>	L.	46, 55, 195
koniczyna łąkowa	<i>Trifolium pratense</i>	L.	151, 152, 195
koniętlica łąkowa	<i>Trisetum flavescens</i>	(L.) P. Beauv.	55
konopie siewne	<i>Cannabis sativa</i>	L.	46
kopciuszek	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	Gm.	207
kosaciec syberyjski	<i>Iris sibirica</i>	L.	59, 60, 67
kosmatka polna	<i>Luzula campestris</i>	(L.) DC.	108
kostrzewa czerwona	<i>Festuca rubra</i>	L.	136, 237, 242
kostrzewa łąkowa	<i>Festuca pratensis</i>	Huds.	237
kostrzewa trzcinowata	<i>Festuca arundinacea</i>	Schreb.	242
kózka	<i>Staurodeus scalaris</i>	F.-W.	192
kraska	<i>Coracias garrulus</i>	L.	208
krwawodziób	<i>Tringa totanus</i>	L.	139, 207, 208, 218, 228, 229, 232, 235
krokus spiski	<i>Crocus scepusiensis</i>	Borbás	55
kruk	<i>Corvus corax</i>	L.	208
kruszynek polny	<i>Trichogramma evanescens</i>	West.	175
krwawnica pospolita	<i>Lythrum salicaria</i>	L.	65
krwiściąg lekarski	<i>Sanguisorba officinalis</i>	L.	60, 200, 201
krzyżak łąkowy	<i>Araneus quadratus</i>	Cl.	181
kszyk	<i>Gallinago gallinago</i>	L.	139, 207, 208, 218, 221, 228, 229, 232
kukutka szerokolistna	<i>Dactylorhiza majalis</i>	P.F.Hunt & Summerh.	93
kulczyk	<i>Serinus serinus</i>	L.	208
kulik wielki	<i>Numenius arquata</i>	L.	139, 207, 208, 218, 228, 229, 232, 235
kupkówka pospolita	<i>Dactylis glomerata</i>	L.	55, 84, 136, 237
kuropatwa	<i>Perdix perdix</i>	L.	207, 208, 212, 216
kurzyśląd błękitny	<i>Anagallis foemina</i>	Mill.	48
kurzyśląd polny	<i>Anagallis arvensis</i>	L.	36
kwiczoł	<i>Turdus pilaris</i>	L.	206, 208
kwietnik	<i>Misumena vatia</i>	(Cl.)	185
lebiodka pospolita	<i>Origanum vulgare</i>	L.	105
len zwyczajny	<i>Linum usitatissimum</i>	L.	46
len złocisty	<i>Linum flavum</i>	L.	105
lesz	<i>Nebria brevicollis</i>	F.	164
łędźwian siewny	<i>Lathyrus sativus</i>	L.	39
lnica pospolita	<i>Linaria vulgaris</i>	Mill.	33
lnicznik siewny	<i>Camelina sativa</i>	(L.) Crantz	39
łabędź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>	L.	215
łokaś garbatek	<i>Zabrus tenebrioides</i>	Gz.	147
łozówka	<i>Acrocephalus palustris</i>	Bech.	208
łubin trwały	<i>Lupinus polyphyllus</i>	Lindl.	126, 135
macierzanka piaszkowa	<i>Thymus serpyllum</i>	L.	196, 203

Gatunek w j. polskim	Gatunek w j. łacińskim	Odkrywca	Strony
mak polny	<i>Papaver rhoeas</i>	L.	34, 36
mak pośredni	<i>Papaver hybridum</i>	L.	38
marchew zwyczajna	<i>Daucus carota</i>	L.	55
maruna bezwonna	<i>Matricaria maritima</i>	(L.) Dystal	33, 36, 46
mazurek	<i>Passer montanus</i>	L.	206, 207, 208
miecznik łąkowy	<i>Conocephalus dorsalis</i>	Latr.	192
mieczyk dachówkowaty	<i>Gladiolus imbricatus</i>	L.	55
miesiarka lucernówka	<i>Megachile rotundata</i>	Fab.	149
mietlica biaława	<i>Agrostis gigantea</i>	Roth.	237
mietlica pospolita	<i>Agrostis capillaris</i>	L.	110
mięta polna	<i>Mentha arvensis</i>	L.	33
miłek letni	<i>Adonis aestivalis</i>	L.	48
miłek wiosenny	<i>Adonis vernalis</i>	L.	105
miotła zbożowa	<i>Apera spica-venti</i>	(L.) P. Beauv.	36, 37
mlecch polny	<i>Sonchus arvensis</i>	L.	34, 36
mlecch zwyczajny	<i>Sonchus oleraceus</i>	L.	33, 36
mniszek pospolity	<i>Taraxacum officinale</i>	F.H. Wigg.	34, 35, 46
modraszek alkon	<i>Phengaris alcon</i>	Den. & Schiff.	61, 200
modraszek argiades	<i>Cupido argiades</i>	Pall.	174
modraszek arion	<i>Phengaris (Maculinea) arion</i>	L.	203
modraszek ikar	<i>Polyommatus icarus</i>	Rott.	174
modraszek nausitous	<i>Phengaris nausitous</i>	Berg.	61, 200, 201
modraszek telejus	<i>Phengaris telejus</i>	Berg.	61, 200, 201
mszyca burakowa	<i>Aphis fabae</i>	Scop.	138
mszyca czerechowo-zbożowa	<i>Rhopalosiphum padi</i>	L.	156
mszyca różano-trawowa	<i>Metopolophium dirhodum</i>	Walk.	156
mszyca zbożowa	<i>Sitobion avenae</i>	Fabr.	156
murarka ogrodowa	<i>Osmia bicornis</i>	L.	149, 153
myszolów	<i>Buteo buteo</i>	L.	206, 208
naboczeń	<i>Mecostethus parapleurus</i>	Hag.	192
nadobnik włoski	<i>Calliptamus italicus</i>	L.	192
napiersznik torfowiskowy	<i>Stethophyma grossum</i>	L.	192, 193
nawłóć kanadyjska	<i>Solidago canadensis</i>	L.	65, 115, 123, 124, 198, 201
nawłóć późna	<i>Solidago gigantea</i>	Aiton	65, 115, 123, 124, 198, 201
nawłóć wąskolistna	<i>Solidago graminifolia</i>	(L.) Elliott	123, 124
niestrzęp głogowiec	<i>Aporia crataegi</i>	L.	174
niezapominajka polna	<i>Myosotis arvensis</i>	(L.) Hill.	36
nostrzyk żółty	<i>Melilotus officinalis</i>	(L.) Pallas	39
obuwik pospolity	<i>Cypripedium calceolus</i>	L.	105
oknówka	<i>Delichon urbicum</i>	L.	207
olszewnik kminkolistny	<i>Selinum carvifolia</i>	(L.) L.	60
omacnica prosowianka	<i>Ostrinia nubilalis</i>	Hübner	174, 175
oman wąskolistny	<i>Inula ensifolia</i>	L.	105
ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>	L.	208
ostrożęń błotny	<i>Cirsium palustre</i>	(L.) Scop.	57
ostrożęń dwubarwny	<i>Cirsium helenioides</i>	(L.) Hill.	57
ostrożęń łąkowy	<i>Cirsium rivulare</i>	(Jacq.) All.	57
ostrożęń polny	<i>Cirsium arvense</i>	(L.) Scop.	33, 34, 36, 71, 93
ostrożęń warzywny	<i>Cirsium oleraceum</i>	(L.) Scop.	57
ostróżeczka polna	<i>Consolida regalis</i>	S.F. Gray	34
owies głuchy	<i>Avena fatua</i>	L.	36
owies szorstki	<i>Avena strigosa</i>	Schreb.	39
paciorek pszeniczanka	<i>Contarinia tritici</i>	Kirby	156
pająk topik	<i>Argyroseta aquatica</i>	Cl.	144
pasikonik zielony	<i>Tettigonia viridissima</i>	L.	168, 169
paź królowej	<i>Papilio machaon</i>	L.	174
petnik europejski	<i>Trollius europaeus</i>	S. Str.	58
perz właściwy	<i>Elymus repens</i>	(L.) Gould	46
pępawa błotna	<i>Crepis paludosa</i>	(L.) Moench.	57
piegża	<i>Sylvia curruca</i>	L.	208
pieszek zbożowiec	<i>Calathus fuscipes</i>	Goeze.	164
piętnówka kapustnica	<i>Mamestra brassicae</i>	L.	175
pliszka siva	<i>Motacilla alba</i>	L.	207
pliszka żółta	<i>Motacilla flava</i>	L.	207, 208, 209, 211
ploniarka zbożówka	<i>Oscinella frit</i>	L.	143, 156
plomykówka	<i>Tyto alba</i>	Scop.	207
podłaczyn zielonoplamek	<i>Metrioptera brachyptera</i>	L.	193
pokląska	<i>Saxicola rubetra</i>	L.	207, 208, 209, 218

Gatunek w j. polskim	Gatunek w j. łacińskim	Odkrywca	Strony
pokrywa zwyczajna	<i>Urtica dioica</i>	L.	33, 71, 93, 199
porobnica włochatka	<i>Anthophora plumipes</i>	Pall.	150
potrzaszcz	<i>Emberiza calandra</i>	L.	208
potrzos	<i>Emberiza schoeniclus</i>	L.	218
pójdźka	<i>Athene noctua</i>	Scop.	207, 208
pryszczarek heski	<i>Mayetiola destructor</i>	Say.	143, 156
pryszczarek pszeniczny	<i>Sitodiplosis mosellana</i>	Gehin.	156
przepiórka	<i>Cotumix cotumix</i>	L.	207, 208, 209, 214
przeplatka aurinia	<i>Euphydryas aurinia</i>	Rott.	202
przytulia czepna	<i>Galium aparine</i>	L.	31, 33, 36, 71
przytulia północna	<i>Galium boreale</i>	L.	60
pszczolinka ruda	<i>Andrena fulva</i>	Müll.	149
pszczola miodna	<i>Apis mellifera</i>	L.	148, 149, 151, 152, 153, 198
pszenica orkisz	<i>Triticum spelta</i>	L.	39
pszenica ptaskurka	<i>Triticum dicoccon</i>	(Schrank) Schübl.	39
pszenica samopsza	<i>Triticum monococcum</i>	L.	39
pszeniec różowy	<i>Melampyrum arvense</i>	L.	105
pustułka	<i>Falco tinnunculus</i>	L.	206, 208, 218
puszczyk	<i>Strix aluco</i>	L.	208
rajgras wyniosły	<i>Arrhenatherum elatius</i>	L.	55, 115
rdest kolankowy	<i>Polygonum lapathifolium</i> ssp.	L.	36
rdest ptasi	<i>Polygonum aviculare</i>	L.	31, 33, 36, 46
rdest wężownik	<i>Polygonum bistorta</i>	L.	57, 202
rdestowiec ostrokończysty	<i>Reynoutria japonica</i>	Houtt.	45, 130
rdestowiec pośredni	<i>Reynoutria x bohemica</i>	J. Bailey	130
rdestowiec sachaliński	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	(F. Schmidt) Nakai	130
rdestówka powojowata	<i>Fallopia convolvulus</i>	(L.) A. Löve	36
róza pomarszczona	<i>Rosa rugosa</i>	Thunb.	129, 130, 135, 136
rudbekia naga	<i>Rudbeckia laciniata</i>	L.	127, 135
rumianek polny	<i>Anthemis arvensis</i>	L.	34, 36
rumianek pospolity	<i>Matricaria chamomilla</i>	L.	33, 34, 46
rycyk	<i>Limosa limosa</i>	L.	122, 123, 128, 139, 207, 208, 218, 232, 235,
rzepak	<i>Brassica napus</i>	L.	25, 34, 152, 163, 171, 174, 209
rzodkiew świrzepa	<i>Raphanus raphanistrum</i>	L.	36
selernica żyłkowana	<i>Cnidium dubium</i>	(Schkuhr) Thell.	60
sierpek barwierski	<i>Serratula tinctoria</i>	L.	60
siodlarka stepowa	<i>Ephippiger ephippiger</i>	Fieb.	192
sitowiec leśny	<i>Scirpus sylvaticus</i>	L.	56
skakun szydłówka	<i>Tetrix subulata</i>	L.	169
skorobieżek pospolity	<i>Amara communis</i>	Panz.	147
skowronek	<i>Alauda arvensis</i>	L.	207, 208, 209, 210
skrzyp polny	<i>Equisetum arvense</i>	L.	33, 34
soczewica jadalna	<i>Lens culinaris</i>	Medik.	39, 46
sosna zwyczajna	<i>Pinus sylvestris</i>	L.	117
sójka	<i>Garrulus glandarius</i>	L.	206
sparceta siewna	<i>Onobrychis viciifolia</i>	Scop.	171
sporek polny	<i>Spergula arvensis</i>	L.	31
sroka	<i>Pica pica</i>	L.	208
srokosz	<i>Lanius excubitor</i>	L.	208
starzec zwyczajny	<i>Senecio vulgaris</i>	L.	31, 33, 36
stepówka	<i>Gampsocleis glabra</i>	Herbst.	192
stokłosa miękka	<i>Bromus hordeaceus</i>	L.	55
stokrotka pospolita	<i>Bellis perennis</i>	L.	55
stonka ziemniaczana	<i>Leptinotarsa decemlineata</i>	Say	147, 164
storzyczek purpurowy	<i>Orchis purpurea</i>	Huds.	105
storzyczkowate	<i>Orchidaceae</i>	Juss.	55, 65, 68, 112
strzęplica sina	<i>Koeleria glauca</i>	(Spreng.) DC.	107
szalwia łąkowa	<i>Salvia pratensis</i>	L.	105, 195
szczaw kędzierzawy	<i>Rumex crispus</i>	L.	197
szczaw omszony	<i>Rumex confertus</i>	Willd.	127, 128, 135, 138, 139
szczaw tępolistny	<i>Rumex obtusifolius</i>	L.	31, 33
szczaw zwyczajny	<i>Rumex acetosa</i>	L.	84
szczotlicha siwa	<i>Corynephorus canescens</i>	L.	107, 108
szczygieł	<i>Carduelis carduelis</i>	L.	208
szlaczkoń erate	<i>Colias erate</i>	Esp.	174
szlaczkoń siarczownik	<i>Colias hyale</i>	L.	174
szlaczkoń sylwetnik	<i>Colias croceus</i>	Fourc.	174
szpak	<i>Stumus vulgaris</i>	L.	207, 208, 218

Gatunek w j. polskim

Gatunek w j. łacińskim

Odkrywca

Strony

szykoń	<i>Pterostichus</i>	Bon.	147
śliwa tarnina	<i>Prunus spinosa</i>	L.	117, 197
śmiałek darniowy	<i>Deschampsia caespitosa</i>	(L.) P. Beauv.	60
świergotek łąkowy	<i>Anthus pratensis</i>	L.	207, 208, 209, 218, 221, 222
świergotek polny	<i>Anthus campestris</i>	L.	207, 208, 210
świerszcz polny	<i>Gryllus campestris</i>	L.	168, 169
świerszczak	<i>Locustella naevia</i>	Bodd.	218
świerszczyk szary	<i>Modicogryllus frontalis</i>	Fieb.	192
świerżbek orzesiony	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	L.	57
świerzbica polna	<i>Knautia arvensis</i>	(L.) J. M. Coult.	55
tasznik pospolity	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	(L.) Medik.	46
tawuła kutnerowata	<i>Spiraea tomentosa</i>	L.	131, 132, 135, 137, 139
truskawka	<i>Fragaria x ananassa</i>	Duch.	147, 149, 151, 152, 170
trzcina pospolita	<i>Phragmites australis</i>	(Cav.) Trin. ex Steud.	65, 82, 172, 173, 183, 221
trzcinnik piaskowy	<i>Calamagrostis epigejos</i>	(L.) Roth	115
trzęślica modra	<i>Molinia caerulea</i>	(L.) Moench s. str.	59, 60, 66, 79
trzmieł ciemnopasy	<i>Bombus ruderatus</i>	Scop.	197
trzmieł gajowy	<i>Bombus lucorum</i>	L.	197
trzmieł kamiennik	<i>Bombus lapidarius</i>	L.	197
trzmieł kolnierzykowy	<i>Bombus magnus</i>	Vogt.	197
trzmieł olbrzymi	<i>Bombus fragrans</i>	Pall.	197
trzmieł ozdobny	<i>Bombus distinguendus</i>	Mor..	197
trzmieł rudonogi	<i>Bombus ruderarius</i>	Scop.	197
trzmieł rudoszary	<i>Bombus sylvorum</i>	L.	197
trzmieł rudy	<i>Bombus pascuorum</i>	Scop.	151, 197
trzmieł szary	<i>Bombus veteranus</i>	Fab.	197
trzmieł ziemny	<i>Bombus terrestris</i>	L.	151, 153, 197
trzmieł zmienny	<i>Bombus humilis</i>	Ill.	197
trzmieł żółty	<i>Bombus muscorum</i>	L.	197
trznadel	<i>Emberiza citrinella</i>	L.	206, 208
turkawka	<i>Streptopelia turtur</i>	L.	208
turzyca błotna	<i>Carex acutiformis</i>	L.	241
turzyca brzegowa	<i>Carex riparia</i>	Curtis	241
turzyca drżączkowana	<i>Carex brizoides</i>	L.	65
turzyca piaszkowa	<i>Carex arenaria</i>	L.	110
turzyca pigułkowata	<i>Carex pilulifera</i>	L.	108
turzyca wczesna	<i>Carex praecox</i>	Schreb.	107
tygryzek paskowany	<i>Argiope bruennichi</i>	(Scop.)	144, 161, 182
tymotka łąkowa	<i>Phleum pratense</i>	L.	237
wiązówka błotna	<i>Filipendula ulmaria</i>	(L.) Maxim.	65
wiechlina łąkowa	<i>Poa pratensis</i>	L.	136, 237
wiechlina roczna	<i>Poa annua</i>	L.	31, 33, 36
wiechlina wąskolistna	<i>Poa angustifolia</i>	L.	60
wiechlina zwyczajna	<i>Poa trivialis</i>	L.	36, 46
wierzba szara	<i>Salix cinerea</i>	L.	202
wierzba uszata	<i>Salix aurita</i>	L.	202
wilczomlecz obrotny	<i>Euphorbia helioscopia</i>	L.	31
wilga	<i>Oriolus oriolus</i>	L.	208
wodniczka	<i>Acrocephalus paludicola</i>	Vieill.	25, 82, 140, 228, 232, 235
wrona siwa	<i>Corvus corone</i>	L.	208
wrotycz pospolity	<i>Tanacetum vulgare</i>	L.	33
wróbel	<i>Passer domesticus</i>	L.	207
wrzos pospolity	<i>Calluna vulgaris</i>	(L.) Hull.	108, 110
wszewłoga górska	<i>Meum athamanicum</i>	Jacq.	55
wyczyńnic łąkowy	<i>Alopecurus pratensis</i>	L.	60, 85
wyczyńnic polny	<i>Alopecurus myosuroides</i>	Huds.	36
wyka kosmata	<i>Vicia villosa</i>	Roth.	48
wyka wąskolistna	<i>Vicia sativa subsp. nigra</i>	(L.) Ehrh.	48
zawciąg pospolity	<i>A. maritima subsp. elongata</i>	(Hoffm.) Bonnier	107
ziemniak	<i>Solanum tuberosum</i>	L.	33, 163, 164, 211, 215
zięba	<i>Fringilla coelebs</i>	L.	208
ziółmirek szczawiowiec	<i>Hypera rumicis</i>	L.	138
złocięń właściwy	<i>Leucanthemum vulgare</i>	LAM.	55
złotawek nieparek	<i>Chrysochraon dispar</i>	Ger.	193
złotawiec	<i>Euthystira brachyptera</i>	Ocsk.	192
żmijowiec zwyczajny	<i>Echium vulgare</i>	L.	45
żuraw	<i>Grus grus</i>	L.	215, 218
życica trwała	<i>Lolium perenne</i>	L.	237

Gatunek w j. polskim	Gatunek w j. łacińskim	Odkrywca	Strony
żyto kszycza	<i>Secale montanum</i>	Guss.	39
	<i>Agonum dorsale</i>	Pont.	164
	<i>Amara aenea</i>	Deg.	145
	<i>Anchomenus dorsalis</i>	Pont.	145
	<i>Antistea Elegans</i>	Bl.	183
	<i>Apion miniatur</i>	Germ.	138
	<i>Bathyphantes gracilis</i>	Bl.	183
	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	L.	145
	<i>Brosicus cephalotes</i>	L.	145
	<i>Calathus melanocephalus</i>	L.	145
	<i>Calosoma auropunctatum</i>	F.	145
	<i>Carabus auratus</i>	L.	145
	<i>Carabus cancellatus</i>	ILL.	145
	<i>Cheiracanthium mildei</i>	C. L. K.	160
	<i>Chorthippus montanus</i>	Charp.	192
	<i>Clivina fossor</i>	L.	145
	<i>Dyschirus globosus</i>	Herbst.	145
	<i>Ebrechtella tricuspidata</i>	Bl.	184
	<i>Erigone atra</i>	Bl.	158, 183
	<i>Erigone dentipalpis</i>	Wid.	158
	<i>Harpalus affinis</i>	Schrk.	145
	<i>Harpalus rufipes</i>	Deg.	145
	<i>Heriaeus graminicola</i>	F.	189
	<i>Microlinyphia pvsilla</i>	Sund.	183
	<i>Lebia cruxminor</i>	L.	145
	<i>Oedothorax apicatus</i>	Bl.	157, 158
	<i>Oedothorax fuscus</i>	Bl.	180
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	Sund.	157, 158
	<i>Panagaeus bipustulatus</i>	F.	145
	<i>Pardosa agrestis</i>	Westr.	157, 158
	<i>Pardosa palustris</i>	L.	142, 188
	<i>Poecilus lepidus</i>	Leske	145
	<i>Pterostichus melanarius</i>	ILL.	145
	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	Bl.	158
	<i>Varroa destructor</i>	Anderson & Trueman	152
	<i>Zabrus tenebrionodes</i>	Gze.	145