

ANNA AUGUSTYNIUK-KRAM

Instytut Ekologii i Bioetyki, UKSW, Warszawa

Rolnictwo ekologiczne a właściwości gleby i jej różnorodność biologiczna

Słowa kluczowe: rolnictwo ekologiczne, bioróżnorodność, gleba

Key words: organic farming, biodiversity, soil

1. Wstęp

Mianem rolnictwa ekologicznego określa się system gospodarowania, w którym produkcja roślinna i zwierzęca równoważą się, czyli wszystkie środki produkcji potrzebne do uprawy roślin (nawozy naturalne i organiczne) i chowu zwierząt (pasza) są wytwarzane w obrębie gospodarstwa (zachowana jest tzw. samowystarczalność paszowo-nawozowa). Obieg substancji odżywczych w gospodarstwie jest główną zasadą rolnictwa ekologicznego, a zatem funkcjonowanie gospodarstwa opiera się na wykorzystaniu naturalnych procesów zachodzących w gospodarstwie rolniczym. Ponadto w rolnictwie ekologicznym nie używa się nawozów sztucznych i pestycydów, w związku z tym jest ono postrzegane jako bardziej przyjazne środowisku niż rolnictwo konwencjonalne. Rolnictwo ekologiczne jest również utożsamiane z produkcją wysokiej jakości żywności, z poprawą dobrostanu zwierząt, a także związane z rozwojem obszarów wiejskich (Stalenga, Kuś 2007, Stolze, Lampkin 2009, Lairon 2010).

Idea rolnictwa ekologicznego nie jest nowa. Jej początki sięgają lat 20. ubiegłego wieku i wywodzą się z tzw. rolnictwa biodynamicznego. Koncepcja rolnictwa biodynamicznego zapoczątkowana została przez austriackiego filozofa i mistyka Rudolfa Steinera (1861-1925)

twórcę antropozofii, na której to filozofii Steiner zbudował całą swoją teorię dotyczącą rolnictwa (Kirchmann 1994). Swoją koncepcję nowoczesnego rolnictwa – nie określanego jeszcze wówczas mianem rolnictwa biodynamicznego (ta nazwa powstała już po śmierci Steinera) – przedstawił w 1924 roku w ówczesnym Koberwitz (obecnie Kobierzyce pod Wrocławiem) podczas cyklu wykładów dla niewielkiej grupy rolników i członków towarzystwa antropozoficznego (Paull 2011). Koncepcja Steinera opierała się na tym, że to siły przyrody, układ gwiazd, fazy księżyca mają wpływ na cykl życiowy roślin i zwierząt. Steiner wprowadził termin „sił kosmicznych i ziemskich”, które są głównymi siłami napędowymi dla rozwoju i wzrostu roślin, tworzenia materii organicznej, a także występowania pasożytów, szkodników i chwastów. Według niego wapń i azot są nośnikami „sił ziemskich”, natomiast krzemionka, siarka, fosfor i pierwiastki śladowe są nośnikami „siły kosmicznej” (Steiner 1948 za Kirchmann 1994). Siew, sadzenie i zbiory plonów uzależnione są od tzw. kalendarza biodynamicznego, który uwzględnia fazy księżyca, aktywność Słońca i położenie planet. W rolnictwie biodynamicznym nie stosuje się pestycydów i nawozów mineralnych, używa się natomiast kompostu, obornika i tzw. preparatów biodynamicznych, które stymulują wzrost i rozwój roślin czy też służą zwalczaniu szkodników i chorób roślin. Według Steinera takie całościowe, holistyczne podejście do wszystkich zjawisk i interakcji jakie zachodzą między glebą, roślinami i zwierzętami, uwzględniające naturalne procesy i zjawiska kosmiczne, przywraca człowieka naturze i umożliwia jego duchowy rozwój (Kirchmann 1994).

Należy jednak pamiętać, że koncepcja rolnictwa biodynamicznego Steinera nie opierała się na żadnych badaniach naukowych, tylko jak on sam nazwał na wewnętrznej wizji i osobistych psychicznych doświadczeniach, dlatego dla wielu z nas obecnie biodynamiczna uprawa roślin może wydawać się mało wiarygodna.

Na tym gruncie powstała koncepcja rolnictwa organicznego (ekologicznego), zainicjowana w Szwajcarii w 1940 roku przez Hansa Müllera i jego żonę Marię, oraz Hansa Petera Ruscha, jak również w Wielkiej Brytanii przez Eve Balfour i Alberta Howarda. W ostatnich latach rolnictwo ekologiczne rozszerza swój zasięg bardzo szybko dzie-

ki dotacjom z UE i różnym programom rolno-środowiskowym i jest postrzegane jako trwała alternatywa dla konwencjonalnego rolnictwa (Stolze, Lampkin 2009). Od wstąpienia Polski do UE powierzchnia certyfikowanych gruntów uprawianych ekologicznie według EUROSTAT wzrosła prawie 10-krotnie, i w 2010 roku wynosiła 309,22 ha (Web-01).

Rolnictwo ekologiczne było i jest odpowiedzią na intensyfikację rolnictwa, nadmierne stosowanie nawozów mineralnych i pestycydów, oraz związane z tym zanieczyszczenie środowiska i pogarszającą się jakość produkowanej żywności. Uważa się, że intensyfikacja rolnictwa była i ciągle jest przyczyną degradacji gleby oraz zmniejszania się bioróżnorodności licznych taksonów roślin i zwierząt (Boutin, Jobin 1998, Brickle et al. 2000, Mozumder, Berrens 2007, Medan et al. 2011).

W artykule przedstawiono wpływ rolnictwa ekologicznego, a także skutki konwersji systemu gospodarowania z konwencjonalnego na ekologiczny na właściwości i różnorodność biologiczną gleby.

2. Aktywność biologiczna i żyzność gleby w uprawach ekologicznych

Aktywność biologiczna gleby to zespół fizyko-chemicznych, biochemicznych i biologicznych właściwości gleby, które zapewniają odpowiednie warunki do wzrostu i rozwoju roślin. To zdolność gleby do utrzymywania kluczowych ekologicznie funkcji, takich jak procesy rozkładu i powstawanie materii organicznej. Miarą aktywności biologicznej gleb, a tym samym jej żyzności jest m. in. zawartość materii organicznej, biomasa i aktywność drobnoustrojów, aktywność enzymów glebowych. Materia organiczna ma istotny wpływ na jakość gleby, na poprawę jej struktury, zwiększenie pojemności wodnej i infiltrację wody w glebie (Stockdale et al. 2002). Wiele badań wskazuje na to, że praktyki stosowane w rolnictwie ekologicznym generalnie zwiększają aktywność biologiczną gleb poprzez większą akumulację materii organicznej. Osiąga się to poprzez stosowanie poplonów, recykling resztek poźniwnych, stosowanie obornika i innych nawozów organicznych czy też uproszczenie zabiegów agrotechnicznych takich jak np. orka (Shannon et al. 2002, Tyburski 2007, Wang et al. 2011). Reganold

(1988) stwierdził wyższą zawartość organicznego C i N, a także wyższą pojemność kationowymienną oraz wyższą aktywność kilku enzymów na polach uprawianych ekologicznie w porównaniu z konwencjonalnymi. Drinkwater et al. (1995) również odnotowali wyższą zawartość organicznego C i N oraz wyższe tempo mineralizacji azotu na polach pod ekologiczną uprawą pomidorów w porównaniu z uprawą konwencjonalną. Podobnie Wang et al. (2011), testując różne systemy uprawy (z orką i bez orki oraz z nawożeniem mineralnym i organicznym) w długoterminowym 15 letnim eksperymencie, stwierdzili wzrost zawartości organicznego C o 140% w systemie uprawy bez orki z nawożeniem organicznym w porównaniu do kontroli (uprawa z orką bez jakiegokolwiek nawożenia).

Wiadomo, że jakość gleby ulega pewnym wahaniom pod wpływem czynników abiotycznych, czy w wyniku różnorodnych zabiegów agrotechnicznych. Są to najczęściej zmiany krótkotrwałe, odwracalne i często aktualne metody badawcze nie są w stanie takich zmian uchwycić. Podobnie, skutków przejścia z gospodarowania konwencjonalnego na ekologiczne nie da się uchwycić w krótkim czasie (Raupp 2001, Shannon et al. 2002, Gosling, Sheperd 2005). Dlatego w wielu krajach prowadzone są długoterminowe eksperymenty i obserwacje mające na celu określenie wpływu różnych systemów gospodarowania gruntami na parametry fizyko-chemiczne i biologiczne gleb, jak również na różnorodność zespołów fauny glebowej. Jednym z nich był długoterminowy eksperyment określany akronimem DOK (Dynamic, Organic, Conventional) założony w 1978 roku w Therwil niedaleko Bazylei w Szwajcarii, nadzorowany przez Agroscope Reckenholz Tänikon Research Station i Research Institute of Organic Agriculture. Oceniano w nim cztery główne systemy gospodarowania: biodynamiczny, organiczny (ekologiczny), integrowany (nawożenie obornikiem uzupełniane nawożeniem mineralnym), konwencjonalny (tylko nawożenie mineralne) i porównywano z kontrolą (gospodarowanie bez jakiegokolwiek nawożenia). Na bazie tego eksperymentu powstały liczne prace m.in. Fließbacha et al. (2007), Birkhofer et al. (2008), Joergensena et al. (2010).

Fließbach et al. (2007) porównując różne parametry aktywności gleby w wyżej wspomnianym eksperymencie stwierdzili po 21 latach (z 7-letnim okresem zmianowania) lepsze parametry dla gleb uprawianych w sposób organiczny niż konwencjonalny. We wszystkich systemach gospodarowania stwierdzono co prawda spadek zawartości węgla organicznego (C_{org}) w glebie w porównaniu ze stanem wyjściowym na początku eksperymentu, z tym, że największy – 22% w systemie bez nawożenia (kontrola) i 15% w systemie konwencjonalnym. Przy zredukowanym nawożeniu organicznym tzn. przy obsadzie zwierząt na poziomie 0,7 SD (sztuk dużych, ang. *livestock unit*, LU) ha^{-1} użytków rolnych spadek zawartości C_{org} wyniósł 14% w systemie biodynamicznym oraz 16% w systemach organicznym i integrowanym. Natomiast przy bardziej intensywnym nawożeniu (1,4 SD ha^{-1}) zawartość C_{org} również obniżała się, ale nie tak gwałtownie, i w systemie organicznym i integrowanym na koniec trzeciego okresu zmianowania spadła odpowiednio o 9 i 7%, a w systemie biodynamicznym odnotowano wręcz wzrost o 1%.

Innym ważnym wskaźnikiem aktywności biologicznej gleby jest respiracja (oddychanie) gleby. Ilość wydzielonego CO_2 przez mikroorganizmy świadczy o aktywności metabolicznej i intensywności procesów przeprowadzanych przez komórki drobnoustrojów (Alef 1995) i zależy od wielu czynników fizycznych i chemicznych (pH i wilgotność gleby, nawożenie, stosowanie pestycydów). Birkhofer et al. (2008) w długoterminowym eksperymencie (27 lat) nie stwierdzili istotnych różnic w oddychaniu gleby między różnymi systemami uprawy (biodynamiczny, ekologiczny, integrowany i konwencjonalny). Tu et al. (2006) zaobserwowali natomiast, że bardzo dynamiczne zmiany w oddychaniu gleby zachodzą w momencie zmiany systemu gospodarowania z konwencjonalnego na ekologiczny. W okresie 2 lat transformacji systemu gospodarowania z konwencjonalnego na ekologiczny tempo oddychania gleby wzrosło średnio o 83% w porównaniu do gospodarstwa konwencjonalnego (kontrola). Podobne wyniki otrzymali również Araújo et al. (2008), badając oddychanie gleby w gospodarstwach zarządzanych ekologicznie przez 6, 12, 18 i 24 miesiące w porównaniu z konwencjonalną uprawą. Oddychanie gleby najwyższą wartość osią-

gnęło po 12 miesiącach zarządzania ekologicznego, różniąc się istotnie od oddychania gleby w systemie konwencjonalnym, i przez następne 12 miesięcy utrzymywało się na tym samym poziomie. Przypuszcza się, że w pierwszych latach po zmianie systemu gospodarowania, czy też w okresie konwersji gospodarstw konwencjonalnych na ekologiczne dopływ materii organicznej jest głównym źródłem energii dla mikroorganizmów i jest odpowiedzialny za wzrost ich aktywności.

Stanowiska w kwestii poprawy żyzności gleby pod wpływem gospodarowania ekologicznego są różne. Poprawa żyzności i produktywności gleb w rolnictwie ekologicznym jest procesem długotrwałym i wymaga zintegrowanego podejściu do problemu, a nie ściśle ukierunkowanego działania, jak ma to miejsce w rolnictwie konwencjonalnym. Jak wykazały badania Marinari et al. (2006) minimalny okres gospodarowania ekologicznego, po którym gleby osiągały lepsze parametry fizyko-chemiczne i biologiczne to 7 lat. Po tym okresie odnotowano wzrost zawartości azotu ogólnego, azotanów i przyswajalnego fosforu oraz większą aktywność enzymów glebowych (fosfataza kwaśna, proteazy i dehydrogenazy). W badaniach tych nie stwierdzono jednak istotnego wzrostu ogólnego węgla organicznego. Gosling i Shepherd (2005) natomiast, porównując różne parametry jakości gleby w gospodarstwach ekologicznych przez co najmniej 15 lat z jakością gleby w gospodarstwach konwencjonalnych (prowadzonych przez ten sam okres czasu co gospodarstwa ekologiczne), nie stwierdzili istotnych różnic w zawartości materii organicznej i azotu w glebie. Stężenia potasu i fosforu były znacznie niższe w glebie uprawianej ekologicznie niż uprawianej konwencjonalnie. Największą różnicę w zawartości potasu w glebie odnotowali pomiędzy najstarszymi, zarządzanymi od 54 lat, gospodarstwami tradycyjnym i ekologicznym. Spadek zawartości potasu i fosforu w glebie pól uprawianych ekologicznie odnotowywali również inni autorzy (Løes, Øgaard 1997, Askegaard et al. 2003).

Uważa się, że zmiany w zawartości potasu i fosforu w glebie pól uprawianych ekologicznie przez mniej niż 10 lat mogą być niewykrywalne, gdyż opierają się na rezerwach fosforu i potasu w glebie jeszcze przed zmianą systemu gospodarowania, czyli z nawozów, które były stosowane w nadmiarze podczas gospodarowania konwencjonalne-

go. Sądzi się również, że długotrwałe gospodarowanie ekologiczne, bez chociażby w ograniczonym zakresie wzbogacania gleby w fosfor i potas, może prowadzić do spadku żyzności gleby i obniżenia plonowania (Nguyen et al. 1995, Gosling, Shepherd 2005). Z tego powodu zezwala się w rolnictwie ekologicznym na stosowanie niektórych nawozów i środków poprawiających właściwości gleby (w Polsce jedyną instytucją dopuszczającą stosowanie takich środków do produkcji ekologicznej jest Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, Tyburski 2007, Web-02).

3. Rolnictwo ekologiczne a różnorodność biologiczna gleby

Pojęcie różnorodności biologicznej odnosi się do wszystkich poziomów organizacji życia na Ziemi, do wszystkich gatunków roślin, zwierząt i mikroorganizmów oraz interakcji jakie między nimi zachodzą w różnych ekosystemach. Wszystkie organizmy zasiedlające glebę tworzą tzw. edafon. W jego skład wchodzi przede wszystkim mikroorganizmy, ale również mikrofauna reprezentowana głównie przez pierwotniaki, mezofauna czyli nicienie, roztocze i skoczogonki, oraz megafauna reprezentowana przede wszystkim przez dżdżownice. Biomasa wszystkich organizmów wchodzących w skład edafonu może wynosić od 0,01 do 100 g m⁻² (Neher, Barbercheck 1999). Wszystkie te organizmy biorą udział w rozkładzie i mineralizacji materii organicznej w glebie, w obiegu biogeochemicznym pierwiastków, są odpowiedzialne za tworzenie humusu i substancji niezbędnych dla roślin. Zmiany w strukturze zespołów mikroorganizmów i fauny glebowej mogą prowadzić do istotnych zaburzeń w funkcjonowaniu gleby. Są również czułym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku glebowym na przykład pod wpływem sposobu gospodarowania i zabiegów agrotechnicznych (Kennedy 1999, Neher, Barbercheck 1999). Cytowani już wcześniej Reganold (1988), Drinkwater et al. (1995) i Fließbach et al. (2007) stwierdzili większą biomasę drobnoustrojów i ich różnorodność pod uprawami ekologicznymi niż konwencjonalnymi, podczas gdy Shannon et al. (2002) nie znaleźli wystarczających dowodów aby stwierdzić, że gospodarowanie ekologiczne wpływa pozytywnie na mi-

kroorganizmy w porównaniu z konwencjonalnym sposobem użytkowania gruntów. Podobnie w przypadku grzybów strzępkowych trudno jest jednoznacznie potwierdzić, że system gospodarowania ekologicznego jest lepszy dla tej grupy mikroorganizmów niż system konwencjonalny (Elmholt 1996, Elmholt, Labouriau 2005), chociaż ci sami autorzy potwierdzają, że niektóre gatunki grzybów częściej są izolowane z gleb gospodarowanych ekologicznie, a inne z konwencjonalnych. Badania bioróżnorodności wśród bardziej wyspecjalizowanej grupy grzybów jakimi są grzyby mikoryzowe również nie pokazują jednoznacznej przewagi ekologicznego gospodarowania w porównaniu z konwencjonalnym (Galvan et al. 2009). Piętnaście lat konsekwentnego użytkowania ekologicznego gruntów pod uprawą kukurydzy i soi nie wykazało różnic w strukturze zespołów grzybów mikoryzowych w porównaniu z uprawami konwencjonalnymi (Franke-Snyder et al. 2001). Z kolei badania Oehl'a et al. (2004) wykazały, że różnorodność grzybów mikoryzowych w systemie upraw ekologicznych (w 23 roku takiego gospodarowania) była większa niż w uprawach konwencjonalnych. Należy jednak pamiętać porównując tego typu badania, że dla różnorodności tej grupy grzybów kluczowe znaczenie ma roślina partnerska, gdyż wiele gatunków grzybów mikoryzowych wykazuje daleko idącą specjalizację.

Głównym przedstawicielem mikrofauny są pierwotniaki. Ich biomasę w glebie może wahać się od 1,5 do 6,0 g m⁻² (Neher, Barbercheck 1999). Jak pokazują najnowsze badania prowadzone na różnych grupach fauny glebowej, mikrofauna nie jest bardziej wrażliwa na różnego rodzaju działania związane z intensyfikacją rolnictwa niż przedstawiciele mezo- czy megafauny (Postma-Blaauw et al. 2010). W związku z tym, generalnie nie stwierdza się istotnych różnic w liczebności mikrofauny pomiędzy glebą uprawianą ekologicznie a konwencjonalnie (Foissner 1997, Birkhofer et al. 2008).

Najliczniejszą grupę wśród mezofauny stanowią nicienie. Odgrywają one istotną rolę w rozkładzie materii organicznej w glebie, mineralizacji i obiegu wykorzystywanych przez rośliny składników pokarmowych. Biorą w tym udział przede wszystkim nicienie bakterio- i grzybożerne, a także drapieżne. Struktura dominacji różnych grup troficznych

nicieni jest często wykorzystywana jako wskaźniki żyzności i stabilności środowiska glebowego (Bongers, Ferris 1999). Badania wskazują, że różnorodność gatunkowa nicieni, ich liczebność i aktywność jest generalnie większa w uprawach ekologicznych niż konwencjonalnych, aczkolwiek wiele prac pokazuje, że uprawy ekologiczne podnoszą istotnie liczebność i różnorodność tylko nicieni bakteriożernych, natomiast uprawy konwencjonalne nicieni grzybożernych (Neher, Olson 1999, Briar et al. 2007, Birkhofer et al. 2008). Pan et al. (2010) wykazała, że sposób nawożenia istotnie wpływa na liczebność nicieni bakterio- i grzybożernych. W długoterminowym eksperymencie (13 lat) w systemie uprawy soja-pszenica-kukurydza, testując trzy warianty nawożenia: mineralne, mineralne uzupełniane nawożeniem organicznym (obornik) i wariant bez nawożenia stwierdzono, że liczebność nicieni bakteriożernych była największa przy nawożeniu mineralnym uzupełnionym nawożeniem organicznym, natomiast liczebność nicieni grzybożernych przy nawożeniu mineralnym.

Roztocze (*Acari*) i skoczogonki (*Collembola*) stanowią kolejne bardzo liczne grupy fauny glebowej. Biorą one udział w procesach dekompozycji materii organicznej i mineralizacji, a także w procesach glebotwórczych. Stymulują i regulują aktywności grzybów i bakterii – głównego pokarmu tych zwierząt (Rusek 1998). Bardzo trudno jest badać bezpośredni wpływ sposobu gospodarowania gruntami na tę grupę zwierząt, jak również innych przedstawicieli fauny glebowej (niciansie i dżdżownice), gdyż ich liczebność i różnorodność zależy od bardzo wielu czynników, które składają się na poszczególne systemy uprawy (orka, zmianowanie, nawożenie, pestycydy itp.). Z analizy dostępnej literatury wynika, że systemy uprawy mogą mieć bardzo zróżnicowany wpływ na liczebność i różnorodność *Acari* i *Collembola* (Czarnecki, Paprocki 1997, Alvarez et al. 2001). Stwierdzono, że pewne uproszczenia w technologii uprawy niektórych roślin stosowane w uprawach ekologicznych, na przykład wyeliminowanie lub spłycenie orki, wpływają pozytywnie na liczebność i zgrupowania zespołów *Acari* i *Collembola* (Brennan et al. 2006, Twardowski 2008). Ponadto dowiedziono, że stosowanie pestycydów, w szczególności fungicydów, w systemach konwencjonalnych ma negatywny wpływ na roz-

tocze glebowe i skoczogonki poprzez zmniejszenie bazy pokarmowej (Frampton, Wratten 2000). Z kolei stosowanie insektycydów może pozytywnie wpływać na tę grupę zwierząt poprzez eliminację ich drapieżników (Roy et al. 2005).

Najbardziej znanymi przedstawicielami megafauny glebowej są dżdżownice. Liczebność dżdżownic w glebie może wynosić 1000 osobników na metr kwadratowy (Neher, Barbercheck 1999). Ich rola polega przede wszystkim na tworzeniu tzw. struktury gruzelkowej gleby, która wpływa na żyzność gleby, jej właściwości fizyko-chemiczne i biologiczne oraz stosunki wodno-powietrzne (Bouché, Al-Addan 1997). Wiele danych wskazuje na to, że gleba pod uprawami ekologicznymi jest zasobniejsza w różne gatunki dżdżownic w porównaniu z uprawami konwencjonalnymi (Hutcheon et al. 2001, Pfiffner, Luka 2007, Birkhofer et al. 2008). Uważa się, że jest to związane z nawożeniem organicznym i ze zmniejszoną intensywnością zabiegów agrotechnicznych, jak na przykład orka (Kladivko et al. 1997). Zbyt intensywna orka, nawet przy wysokiej zawartości materii organicznej, może powodować spadek liczby dżdżownic (Berry, Karlen 1993, Czarnecki, Paprocki 1997). Natomiast stosowanie środków ochrony w konwencjonalnych uprawach nie wpływa bezpośrednio na dżdżownice, może jednak mieć pośredni wpływ na ich liczebność poprzez spadek biomasy mikroorganizmów będących dla nich źródłem pokarmu (Pfiffner, Luka 2007).

4. Złożoność krajobrazu rolniczego a różnorodność biologiczna gleby

Wpływ intensyfikacji rolnictwa na bioróżnorodność jest rozpatrywany najczęściej w dwóch skalach, na poziomie lokalnym (w obrębie gospodarstwa, czy danej uprawy) lub w szerszej skali, na poziomie krajobrazu. W zależności od tego uwzględnia się inne czynniki, które mogą mieć znaczenie dla bioróżnorodności. W skali lokalnej bierze się pod uwagę rodzaj siedliska, wpływ pestycydów, nawozów, system uprawy, natomiast na poziomie krajobrazu głównie fragmentację siedlisk (Tscharrntke et al. 2005). Powszechnie uważa się, że rolnictwo

ekologiczne przeciwdziała zarówno ujednoceniu krajobrazu, jak i utracie bioróżnorodności, natomiast rolnictwo konwencjonalne kojarzone jest często z uproszczeniem krajobrazu i spadkiem bioróżnorodności (Robinson, Sutherland 2002, Norton et al. 2009, Rahmann 2011), ale jak pokazują bardziej szczegółowe badania nie jest to jednoznaczna zależność. Niektóre dane wskazują, że rolnictwo ekologiczne ma istotny wpływ na wzrost bioróżnorodności tylko w uproszczonym krajobrazie. Taką zależność stwierdzono m. in. dla chwastów (Roschewitz et al. 2005), owadów zapylających (Holzschuh et al. 2007), pająków (Schmidt et al. 2008) czy ptaków (Smith et al. 2010). W tym miejscu zasadnym wydaje się postawienie pytania, czy urozmaicenie krajobrazu (związane z ekologicznym systemem upraw) ma wpływ na organizmy glebowe i ich bioróżnorodność oraz na procesy, które w glebie zachodzą, a więc funkcjonowanie całego ekosystemu glebowego.

W Polsce poligonem doświadczalnym, gdzie bada się wpływ urozmaicenia krajobrazu na różnorodność biologiczną i procesy zachodzące w środowisku, w tym również w glebie, są tereny rolnicze w okolicy Turwi w zachodniej Wielkopolsce, pokryte śródpolnymi zadrzewieniami nasadzonymi jeszcze w latach 20. XIX wieku (Ryszkowski et al. 2003). Jedną z zasad rolnictwa ekologicznego jest podtrzymywanie złożoności krajobrazu rolniczego poprzez pozostawianie zadrzewień śródpolnych i miedz. Jak pokazują badania, samo sąsiedztwo zadrzewień śródpolnych w obrębie pól uprawianych konwencjonalnie ma już generalnie pozytywny wpływ na zawartość materii organicznej w glebie, biomasę i różnorodność mikroorganizmów oraz fauny glebowej, a także aktywność mikrobiologiczną gleby (Karg et al. 2003, Wojewoda, Russel 2003, Wasilewska 2004). Procesy rozkładu materii organicznej zachodzą bardziej intensywnie w sąsiedztwie zadrzewień śródpolnych niż w centrum sąsiadującego pola uprawnego, jak również biomasa makrofauny jest znacznie wyższa (Szanser 2003). Badania Flohre et al. (2011) pokazują natomiast, że wpływ urozmaicenia krajobrazu na bioróżnorodność organizmów glebowych może być modyfikowany przez system gospodarowania. W wyżej wspomnianej pracy wraz ze wzrostem urozmaicenia krajobrazu bogactwo gatunkowe dżdżownic w uprawach ekologicznych malało, natomiast rosło w konwencjonalnych uprawach.

Większe bogactwo gatunkowe dżdżownic w uprawach konwencjonalnych niż ekologicznych autorzy tłumaczą drapieżnictwem, którego presja jest większa w bardziej urozmaiconym krajobrazie, a nie zależy od systemu uprawy. W badaniach Flohre et al. (2011) podobną tendencję stwierdzono również dla biomasy mikroorganizmów, która jest ściśle skorelowana z liczebnością dżdżownic.

Z przeglądu dostępnej literatury wynika, że większe znaczenie dla bioróżnorodności fauny glebowej ma jakość i różnorodność siedlisk w skali krajobrazu niż sam system gospodarowania. Zaobserwowano, że liczebność i bogactwo gatunkowe makrofauny (*Isopoda* i *Diplopoda*) w szerszej skali (krajobrazu) jest mniej zależne od lokalnych właściwości fizyko-chemicznych siedliska, wynikających z różnic w sposobie gospodarowania, a bardziej od różnorodności siedlisk (Dauber et al. 2005, Eggleton et al. 2005, Vanbergen et al. 2007, Diekotter et al. 2010). Podobne zależności zaobserwowali Vanbergen et al. (2007) dla skoczogonków i dżdżownic. Potwierdza to także metaanaliza przeprowadzona przez Bengtssona et al. (2005), z której wynika, że ekologiczny system gospodarowania ma pozytywny wpływ na bioróżnorodność, w tym również na organizmy glebowe, ale tylko wtedy, gdy badania prowadzi się w małej skali (porównując pola w różnych systemach uprawy), natomiast w skali krajobrazu system gospodarowania nie ma już tak dużego znaczenia.

5. Podsumowanie

Rolnictwo ekologiczne rozszerza swój zasięg bardzo szybko w ostatnich latach i jest postrzegane jako trwała alternatywa dla intensywnego rolnictwa rozwijającego się po II wojnie światowej. Rolnictwo ekologiczne oparte jest na zrównoważonym zarządzaniu gruntami rolnymi, ochronie środowiska naturalnego i zasobów naturalnych, co zapobiega degradacji gleby i wody.

Żywność gleby odgrywa kluczową rolę we wszystkich systemach gospodarowania gruntami, ponieważ stanowi podstawę produkcji żywności. Istotnym problemem w ekologicznych systemach uprawy jest często ubytek z gleby kluczowych dla roślin składników pokarmowych

takich jak azot, fosfor, potas, wapń czy magnez, wynoszonych wraz z plonami. Jak podkreślono w przedstawionym przeglądzie literatury, długotrwałe gospodarowanie ekologiczne bez racjonalnej gospodarki nawożeniowej i bez wzbogacenia gleby w fosfor czy potas, prowadzi do spadku żyzności gleby i obniżenia plonowania. W przypadku innych parametrów decydujących o żyzności gleby, rolnictwo ekologiczne ma generalnie pozytywny wpływ, chociaż przy długoletnim gospodarowaniu ekologicznym różnice w żyzności gleby często stają się nieistotne.

Powszechnie uważa się, że rolnictwo ekologiczne ma pozytywny wpływ na ekosystemy, poprzez zwiększenie różnorodności biologicznej. Ekosystemy glebowe należą do jednych z najbardziej różnorodnych środowisk zarówno pod względem gatunkowym, jak i funkcjonalnym. Ta ogromna złożoność systemu glebowego sprawia, że zbadanie wpływu ekologicznego gospodarowania na różnorodność organizmów glebowych jest często bardzo trudne. Największe zmiany w bioróżnorodności zespołów organizmów glebowych zachodzą oczywiście w momencie konwersji gospodarstw konwencjonalnych na ekologiczne lub w pierwszych latach po zmianie systemu gospodarowania, natomiast w późniejszym okresie wzajemne oddziaływania między organizmami glebowymi ustalają się na pewnym, stałym poziomie, tak, że sam system gospodarowania w danym momencie nie ma aż tak istotnego znaczenia, natomiast większego znaczenia nabiera zróżnicowanie krajobrazu. Jak się okazuje system gospodarowania tylko częściowo może wyjaśnić różnice w bogactwie gatunkowym i liczebności różnych grup roślin i zwierząt, a dla fauny i flory glebowej często ma mniejsze konsekwencje niż zmiany struktury krajobrazu.

Niewątpliwie rolnictwo ekologiczne sprzyja zachowaniu mozaikowości krajobrazu, wzbogaca krajobraz w takie elementy jak zadrzewienia, miedze czy oczka wodne, co ma istotny wpływ na zachowanie różnorodności biologicznej nie tylko roślin i zwierząt kręgowych, ale również bezkręgowców glebowych, oraz wpływa na stabilność agroekosystemów.

Bibliografia:

Literatura:

- Alef K., 1995, *Soil respiration*, in: Alef K., Nannipieri P. (eds), "Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry", Academic Press, London, 214-215.
- Alvarez T., Frampton G.K., Goulson D., 2001, *Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes*, Agric Ecosyst Environ, 83, 95-110.
- Araújo A.S.F., Santos V.B., Monteiro R.T.R. 2008, *Responses of soil microbial biomass and activity for practices of organic and conventional farming systems in Piauí' state, Brazil*, Eur J Soil Biol, 44, 225-230.
- Askegaard M., Eriksen J., Olesen J.E., 2003, *Exchangeable potassium and potassium balances in organic crop rotations on a coarse sand*, Soil Use Manage, 19, 96-103.
- Bengtsson J., Ahnstrom J., Weibull A.C., 2005, *The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis*, J Appl Ecol, 42, 261-269.
- Berry E.C., Karlen D.L., 1993, *Comparison of alternative farming systems. II. Earthworm population density and species diversity*, Am J Altern Agr, 8, 21-26.
- 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 C., 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 Biol Biochem, 40, 2297-2308.
- Bongers T., Ferris H., 1999, *Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring*, Trends Ecol Evol, 14, 224-228.
- Bouché M.B., Al-Addan F., 1997, *Earthworms, water infiltration and soil stability: some new assessments*, Soil Biol Biochem, 29, 441-452.
- Boutin C., Jobin B., 1998, *Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats*, Ecol Appl, 8, 544-557.
- Brennan A., Fortune T., Bolger T., 2006, *Collembola abundances and assemblage structures in conventionally tilled and conservation tillage arable systems*, Pedobiologia, 50, 135-145.
- Briar S.S., Grewal P.S., Somasekhar N., Stinner D., Miller S.A., 2007, *Soil nematode community, organic matter, microbial biomass and nitrogen dynamics in field plots transitioning from conventional to organic management*, Appl Soil Ecol, 37, 256-266.
- Brickle N.W., Harper D.G.C., Aebischer N.J., Cockayne S.H., 2000, *Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntlings Miliaria calandra*, J Appl Ecol, 37, 742-755.
- Czarnecki A.J., Paprocki R., 1997, *An attempt to characterize complex properties of agroecosystems based on soil fauna, soil properties and farming system in the north of Poland*, Biol Agric Hortic, 15, 11-23.
- Dauber J., Purtauf T., Allspach A., Frisch J., Voigtlander K., Wolters V., 2005, *Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility*, Global Ecol Biogeogr, 14, 213-221.

- Diekötter T., Wamser S., Wolters V., Birkhofer K., 2010, *Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat*, *Agric Ecosyst Environ*, 137, 108-112.
- Drinkwater L.E., Letourneau D.K., Workneh F., van Bruggen A.H.C., Shennan C., 1995, *Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California*, *Ecol Appl*, 5, 1098-1112.
- Eggleton P., Vanbergen A.J., Jones D.T., Lambert M.C., Rockett C., Hammond P.M., Beccaloni J., Marriott D., Ross E., Giusti A., 2005, *Assemblages of soil macrofauna across a Scottish land-use intensification gradient: influences of habitat quality, heterogeneity and area*, *J Appl Ecol*, 42, 1153-1164.
- Elmholt S., 1996, *Microbial activity, fungal abundance, and distribution of *Penicillium* and *Fusarium* as bioindicators of a temporal development of organically cultivated soils*, *Biol Agric Hortic*, 13, 123-140.
- Elmholt S., Labouriau R., 2005, *Fungi in Danish soils under organic and conventional farming*, *Agric Ecosyst Environ*, 107, 65-73.
- Fließbach A., Oberholzer H.R., Gunst L., Mäder P., 2007, *Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming*, *Agric Ecosyst Environ*, 118, 273-284.
- Flohre A., Rudnick M., Traser G., Tschardt T., Eggers T., 2011, *Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscapes?*, *Agric Ecosyst Environ*, 141, 210-214.
- Foissner W., 1997, *Protozoa as bioindicators in agroecosystems, with emphasis on farming practices, biocides, and biodiversity*, *Agric Ecosyst Environ*, 62, 93-103.
- Frampton G.K., Wratten S.D., 2000, *Effects of benzimidazole and triazole fungicide use on epigeic species of *Collembola* in wheat*, *Ecotox Environ Saf*, 46, 64-72.
- Franke-Snyder M., Douds D.D., Galvez L., Phillips J.G., Wagoner P., Drinkwater L., Morton J.B., 2001, *Diversity of communities of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi present in conventional versus low-input agricultural sites in eastern Pennsylvania, USA*, *Appl Soil Ecol*, 16, 35-48.
- Galvan G.A., Paradi I., Burger K., Baar J., Kuyper T.W., Scholten O.E., Kik C., 2009, *Molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in onion roots from organic and conventional farming systems in the Netherlands*, *Mycorrhiza*, 19, 317-328.
- Gosling P., Shepherd M., 2005, *Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium*, *Agric Ecosyst Environ*, 105, 425-432.
- Holzschuh A., Steffan-Dewenter I., Kleijn D., Tschardt T., 2007, *Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context*, *J Appl Ecol*, 44, 41-49.
- Hutcheon J.A., Iles D.R., Kendall D.A., 2001, *Earthworm populations in conventional and integrated farming systems in the LIFE Projects (SW England) in 1990-2000*, *Ann Appl Biol*, 139, 361-372.
- Joergensen R.G., Mäder P., Fließbach A., 2010, *Long-term effects of organic farming on fungal and bacterial residues in relation to microbial energy metabolism*, *Biol Fertil Soils*, 46, 303-307.

- Karg J., Kajak A., Ryszkowski L., 2003, *Impact of young shelterbelts on organic matter content and development of microbial and faunal communities of adjacent fields*, Pol J Ecol, 51, 283-290.
- Kennedy A.C., 1999, *Microbial diversity in agroecosystem quality*, in: Collins W.W., Qualset C.O. (eds), „Biodiversity in agroecosystems”, CRC Press LLC, Boca Raton, 1-17.
- Kirchmann H., 1994, *Biological dynamic farming - an occult form of alternative agriculture?*, J Agric Environ Ethics, 7, 173-187.
- Kladivko E.J., Akhouri N.M., Weesies G., 1997, *Eartworm populations and species distributions under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois*, Soil Biol Biochem, 29, 613-615.
- Lairon D., 2010, *Nutritional quality and safety of organic food. A review*, Agron Sustain Dev, 30, 33-41.
- Løes A.K., Øgaard A.F., 1997, *Changes in the nutrient content of agricultural soil on conversion to organic farming in relation to farm-level nutrient balances and soil contents of clay and organic matter*, Acta Agric Scand, Sec. B., Soil Plant Sci, 47, 201-214.
- Marinari S., Mancinelli R., Campiglia E., Grego S., 2006, *Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy*, Ecol Indic, 6, 701-711.
- Medan D., Torretta J.P., Hodara K., de la Fuente E.B., Montaldo N.H., 2011, *Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina*, Biodivers Conserv, 20, 3077-3100.
- Mozumder P., Berrens R.P., 2007, *Inorganic fertilizer use and biodiversity risk: An empirical investigation*, Ecol Econ, 62, 538-543.
- Neher D.A., Barbercheck M.E., 1999, *Diversity as a function of soil mesofauna*, in: Collins W.W., Qualset C.O. (eds), „Biodiversity in agroecosystems”, CRC Press LLC, Boca Raton, 27-47.
- Neher D.A., Olson R.K., 1999, *Nematode communities in soils of four farm cropping management systems*, Pedobiologia, 43, 430-438.
- Nguyen M.L., Haynes R.J., Goh K.M., 1995, *Nutrient budgets and status in three pairs of conventional and alternative mixed cropping farms in Canterbury New Zealand*, Agric Ecosyst Environ, 52, 149-162.
- Norton L., Johnson P., Joys A., Stuart R., Chamberlain D., Feber R., Firbank L., Manley W., Wolfe M., Hart B., Mathews F., Macdonald D., Fuller R., 2009, *Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity*, Agric Ecosyst Environ, 129, 221-227.
- Oehl F., Sieverding E., Mäder P., Dubois D., Ineichen K., Boller T., Wiemken A., 2004, *Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi*, Oecologia, 138, 574-583.
- Pan F., McLaughlin N.B., Yu Q., Xue A.G., Xu Y., Han X., Li Ch., Zhao D., 2010, *Responses of soil nematode community structure to different long-term fertilizer strategies in the soybean phase of a soybean-wheat-corn rotation*, Eur J Soil Biol, 46, 105-111.
- Paull J., 2011, *Attending the first organic agriculture course: Rudolf Steiner's agriculture course at Koberwitz, 1924*, J Soc Sci, 21, 64-70.

- Pfiffner L., Luka H., 2007, *Earthworm populations in two low-input cereal farming systems*, *Appl Soil Ecol*, 37, 184-191.
- Postma-Blaauw M.B., de Goede R.G.M., Bloem J., Faber J.H., Brussaard L., 2010, *Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification*, *Ecology*, 91, 460-473.
- Rahmann G., 2011, *Biodiversity and Organic farming: What do we know?*, *Landbauforschung*, 61, 189-208.
- Raupp J., 2001, *Manure fertilization for soil organic matter maintenance and its effects upon crops and the environment, evaluated in a long-term trial*, in: Rees R.M., Ball B.C., Campbell C.D., Watson, C.A. (eds), „Sustainable Management of Soil Organic Matter”, CABI, London, 301-308.
- Reganold J.P., 1988, *Comparison of soil properties as influenced by organic and conventional farming systems*, *Am J Altern Agricult*, 3, 144-155.
- Robinson R.A., Sutherland W.J., 2002, *Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain*, *J Appl Ecol*, 39, 157-176.
- Roschewitz I., Gabriel D., Tschardt T., Thies C., 2005, *The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming*, *J Appl Ecol*, 42, 873-882.
- Roy M., Brodeur J., Cloutier C., 2005, *Seasonal activity of the spider mite predators *Stethorus punctillum* (Coleoptera: Coccinellidae) and *Neoseiulus fallacies* (Acarina: Phytoseiidae) in raspberry, two predators of *Tetranychus mcdanieli* (Acarina: Tetranychidae)*, *Biol Control*, 34, 47-57.
- Rusek J., 1998, *Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem*, *Biodivers Conserv*, 7, 1207-1219.
- Ryszkowski L., Karg J., Bernacki Z. 2003, *Biocenotic function of the mid-field woodlots in agricultural landscape of Western Poland: study area and research methodology*, *Pol J Ecol*, 51, 269-281.
- Schmidt, M.H., Thies, C., Nentwig, W., Tschardt, T., 2008. *Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales*, *J Biogeogr*, 35, 157-166.
- Shannon D., Sen A.M., Johnson D.B., 2002, *A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes*, *Soil Use Manage*, 18 (supp. s1), 274-283.
- Smith H.G., Dänhardt J., Lindström A., Rundlöf M., 2010, *Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds*, *Oecologia* 162, 1071-107.
- Stalenga J., Kuś J., 2007, *Roľnictwo ekologiczne w Europie i Polsce*, w: Harasim A. (red.), „Możliwości rozwoju roľnictwa ekologicznego w Polsce”, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, Puławy, 9-18.
- Stockdale E.A., Shepherd M.A., Fortune S., Cuttle S.P., 2002, *Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different?*, *Soil Use Manage*, 18 (supp. s1), 301-308.
- Stolze M., Lampkin N., 2009, *Policy for organic farming: Rationale and concepts*, *Food Policy*, 34, 237-244.

- Szanser M., 2003, *The effect of shelterbelts on litter decomposition and fauna of adjacent fields: in situ experiment*, Pol J Ecol, 51, 309-321.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005, *Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management*, Ecol Lett, 8, 857-874.
- Tu C., Louws F.J., Creamer N.G., Mueller J.P., Brownie C., Fager K., Bell M., Hu S., 2006, *Responses of soil microbial biomass and N availability to transition strategies from conventional to organic farming systems*, Agric Ecosyst Environ, 113, 206-215.
- Twardowski J., 2008, *Wpływ uproszczonej uprawy roli na mezofaunę glebową plantacji kukurydzy*, Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin, 48, 371-375.
- Tyburski J., 2007, *Żyzność gleby i gospodarka w rolnictwie ekologicznym*, w: Harasim A. (red.), „Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce”, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, Puławy, 35-48.
- Vanbergen A.J., Watt A.D., Mitchell R., Truscott A.M., Palmer S.C.F., Ivits E., Eggleton P., Jones T.H., Sousa J.P., 2007, *Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient*, Oecologia 153, 713-725.
- Wang Y., Tu C., Cheng L., Li C., Gentry L.F., Hoyt G.D., Zhang X., Hu S., 2011, *Long-term impact of farming practices on soil organic carbon and nitrogen pools and microbial biomass and activity*, Soil Till Res, 117, 8-16.
- Wasilewska L., 2004, *Nematofauna of the shelterbelts in the agricultural landscape*, Pol J Ecol, 52, 99-113.
- Wojewoda D., Russell S. 2003, *Impact of shelterbelt on soil properties and microbial activity in an adjacent crop field*, Pol J Ecol, 51, 291-307.

Witryny internetowe:

- (Web-01) *Certified organic crop area*, <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=food_in_porg1&lang=en>, dostęp: 28.11.2011.
- (Web-02) Wykaz nawozów i środków poprawiających właściwości gleby zakwalifikowanych do stosowania w rolnictwie ekologicznym <http://www.iung.pulawy.pl/images/pdf/Wykaz_ekologia.pdf>, dostęp 17.02.2012.

Organic farming and soil quality and biodiversity

SUMMARY

This review deals with the influence of organic farming, as well as the effects of conversion from conventional to ecological farming system, on soil quality and biodiversity.

Organic farming is defined as the system in which crop and animal production must be balanced, and all means of production needed for plant and animal breeding are produced within the farm. Organic farming prohibits the use of pesticides and artificial fertilizers, therefore, is widely perceived as being more environmentally friendly than conventional farming. Organic farming is also identified with the production of high quality food, with the improvement of animal welfare, as well as associated with rural development.

Organic farming aims to sustain the quality and fertility of soil and to maintain key ecological soil functions. This overview shows that organic farming leads to higher soil quality and more biological activity in soil than conventional farming. A growing number of studies also show that organic farming can have a positive effect on ecosystems by increasing the biological diversity and by diversification of agricultural landscape. This is to prevent the loss of natural habitat of many wild plant and animal species.