



Potencjał krajobrazów rolniczych do świadczenia usługi dekompozycji materii organicznej

The potential of agricultural landscapes to supply organic-matter decomposition services

Edyta Regulska

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego PAN
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
eregulska@twarda.pan.pl

Zarys treści. W niniejszym artykule, zaproponowano charakterystyki zgrupowania kluczowej dla funkcjonowania środowiska glebowego grupy organizmów glebowych – dżdżownic (*Lumbricidae*), jako wskaźniki potencjału do świadczenia usługi dekompozycji materii organicznej zgodnie z koncepcją świadczeń ekosystemowych ES (*Ecosystem Services*). Obszary badań wytypowano w dwóch regionach fizycznogeograficznych. Transekty poprowadzono na obszarach rolniczych różniących się stopniem fragmentacji terenu, intensywnością zabiegów agrotechnicznych oraz historią użytkowania ziemi. Celem analizy jest odpowiedź na pytanie, czy obszary homogeniczne na obszarach rolnych różnią się potencjałem do świadczenia usługi dekompozycji w porównaniu do układów heterogenicznych jakimi są mozaiki małych pól poprzecinanych elementami o charakterze nieuprawnym (miedze, drogi polne).

Słowa kluczowe: usługi ekosystemowe, dekompozycja, *Lumbricidae*, krajobraz rolniczy, Polska północna i północno-wschodnia.

Wstęp

Funkcjonowanie społeczeństw zależne jest od szeregu dóbr i usług dostarczanych przez środowisko naturalne. Wiedza o korzyściach, jakie człowiek z niego czerpie, jest trzonem rozwijanej obecnie intensywnie koncepcji świadczeń (usług) ekosystemowych – *ecosystem services* (MEA 2005; TEEB 2010). Większość świadczeń ekosystemowych (ES) zależy od złożonych interakcji między biotycznymi i abiotycznymi komponentami środowiska (Solon i inni, 2017; Affek, 2018;). Świadczeniem ekosystemowym jest dowolny rodzaj wkładu przyrody w dobrostan człowieka np. wytwór (np. produkty roślinne i zwierzęce), proces (np. kontrola erozji) czy stworzenie dogodnych warunków/okoliczności do odpoczynku, inspiracji czy doznań estetycznych. W niniejszym artykule skupiono się na potencjale gruntów rolnych do świadczenia usługi regulacyjnej – dekompozycji. Zgodnie międzynarodową klasyfikacją świadczeń ekosystemowych CICES v5.1 (Haines-Young i Potschin, 2018), świadczenie „dekompozycja i procesy wiązania oraz ich wpływ, na jakość gleby (2.2.4.2)” należy do sekcji „regulacja i utrzymanie oraz działu utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych środowiska”.

Dekompozycja (rozkład) jest jednym z najistotniejszych procesów biogeochemicznych warunkujących prawidłowe funkcjonowanie gleby. Umożliwia on odnawianie i obieg puli pierwiastków biogenych oraz pozostałych makro- i mikroelementów, które następnie mogą być wykorzystywane przez organizmy żywe funkcjonujące w środowisku glebowym. Tempo i kierunek przemian związków organicznych w materię organiczną zależy od szaty roślinnej, działalności mikroorganizmów i fauny glebowej, warunków hydrotermicznych oraz fizycznych i chemicznych właściwości gleb. Zdeponowana w glebie oraz na jej powierzchni substancja organiczna utworzona z resztek obumarłych roślin, zwierząt i mikroorganizmów ulega rozkładowi do łatwiej przyswajalnych związków, jednak dla każdego z tych poziomów alokacji proces degradacji szczątków przebiega inaczej. W obydwu przypadkach, kluczowe są dwa czynniki – temperatura i wilgotność, które oddziałują na materię organiczną i różne grupy systematyczne organizmów glebowych przyczyniających się do rozkładu.

Proces dekompozycji możemy podzielić na dwa zasadnicze etapy: mineralizację i humifikację. W procesie mineralizacji w warunkach tlenowych dochodzi do mikrobiologicznego rozkładu szczątków organicznych do prostych związków mineralnych tj. CO_2 , H_2O oraz jonów Ca^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} , PO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^- (Bednarek i inni, 2005; Gonet, 2007). Natomiast humifikacja to złożony wieloetapowy proces stopniowych strukturalnych i chemicznych przemian, jakim w glebie podlegają szczątki obumarłych roślin i zwierząt głównie pod wpływem organizmów glebowych i czynników atmosferycznych. Proces ten prowadzi do powstania humusu (próchnicy glebowej). Powstałe wtórne związki organiczne o bardzo skomplikowanej strukturze modyfikują właściwości środowiska glebowego i wpływają na dostępność pierwiastków (Kowaliński i Gonet, 1999). Poziomy próchniczne powstające bezpośrednio pod poziomem organicznym mogą różnić się między sobą miąższością, barwą i zawartością węgla organicznego w zależności od żyzności siedliska i kierunku przemian szczątków organicznych. Z tego względu różnice w zapasie węgla między poszczególnymi typami gleb i siedlisk mogą być znaczne (Solon i inni, 2017). Materia organiczna może gromadzić się w różnych częściach gleby, w poziomach powierzchniowych (epipedonach) oraz w poziomach podpowierzchniowych (endopedonach). W glebach ornych, w których dostawa corocznego dopływu szczątków roślinnych na powierzchnię gleby jest znacznie zmniejszona lub całkowicie zahamowana, nie wytwarza się poziom organiczny, a próchnica występuje głównie w sztucznie pogłębionych orką poziomach próchnicznych (Ap) o miąższości dochodzącej do 20–30 cm. Jej zawartość zwykle jest mniejsza w porównaniu z analogicznymi typologicznie glebami leśnymi. Gospodarka rolna wywiera znaczny wpływ na poszczególne komponenty środowiska. Użytki rolne zajmują ok. 60% ogólnej powierzchni Polski (GUS, 2018). Intensywne zabiegi agrotechniczne, zwłaszcza te stosowane w wielkoobszarowych monokulturach, prowadzą do degradacji struktury gleby, intensyfikują mineralizację próchnicy i uwalnianie dwutlenku węgla do atmosfery. Ważnym aspektem jest zatem utrzymanie zasobów materii organicznej, gdyż poza funkcją produkcyjną, siedliskową i retencyjną gleby, odgrywa ona znaczną rolę w procesach sekwestracji węgla z atmosfery i redukcji skutków efektu cieplarnianego (Bieńkowski i Jankowiak, 2006).

Dżdżownice (*Lumbricidae*) w znaczący sposób wpływają na funkcjonowanie ekosystemów glebowych. Biomasa dżdżownic w wielu ekosystemach stanowi ok. 8% całkowitej biomasy organizmów glebowych (Sinha i inni, 2013). Charakterystyki zgrupowania dżdżownic np. biomasa, zagęszczenie (także w obrębie grup ekologicznych) mogą być cennymi wskaźnikami ES w ekosystemach rolniczych z uwagi na kluczowe zależności między działalnością tych organizmów a procesami glebowymi krytycznymi dla ES (Paoletti,

1999; Keith i Robinson, 2012). Dżdżownice, nazywane inżynierami ekosystemów (*ecosystem engineers*), mają bezpośredni (konsumpcja, przetwarzanie i wydalanie) i pośredni (działalność o charakterze mechanicznym – bioturbacja oraz biochemicznym – stymulowanie aktywności mikroorganizmów) wpływ na dynamikę rozkładu materii organicznej (Bertrand i in. 2015; Lubbers i inni, 2017). Poprzez fragmentację i mieszanie glebowej materii organicznej (SOM), cząstek mineralnych i mikroorganizmów zwiększają mineralizację oraz przyczyniają się do powstania nowych powierzchni kontaktowych między SOM a mikroorganizmami (Parmelee i inni, 1998). Różne mechanizmy żywieniowe poszczególnych gatunków efektywnie uzupełniają się w procesie dekompozycji oraz regulowaniu obiegu pierwiastków (Lavelle i Martin, 1992). Istotny wpływ na biochemiczne właściwości gleby i aktywność mikrobiologiczną, a zatem na dynamikę mineralizacji i humifikacji materii organicznej, ma także wydalany przez nie śluz i odchody (koprolity), które stanowią swoisty *hot-spot* dla drobnoustrojów (Kuzakov i Blagodatskaya, 2015) Poprzez swoją działalność w profilu glebowym *Lumbricidae* przyczyniają się również do m.in.: (a) mieszania gleby i przemieszczania materii organicznej oraz nasion w profilu glebowym, (b) napowietrzania, (c) infiltracji, (d) zwiększania dostępności dla korzeni roślin, (e) hamowania rozwoju patogenów, (f) zaopatrzenia lub zwiększania dostępności w substancje odżywcze innych organizmów oraz (g) neutralizacji pH gleby (Edwards i Bohlen, 1996; Hickman i Reid, 2008; Bertrand i inni, 2015). Ponadto promują wzrost roślin i zapobiegają niektórym chorobom mającym swe źródło w glebie (Brusaard, 1997; Elmer, 2012). Dżdżownice są również zaangażowane w procesy mające na celu przywracanie zdolności do świadczenia ES, zwłaszcza, gdy pokrywa glebowa uległa degradacji lub została poddana procesom rekultywacji po intensywnej eksploatacji, np. wydobywaniu (Boyer i Wratten, 2010; Mazur-Pączka i inni, 2017). Różnorodność tej rodziny skąposzczetów jest kluczowym wyznacznikiem stabilności ekosystemu, zapewniającym wiele usług ekosystemowych (Blouin i inni, 2013). W niniejszym artykule, jako wskaźnik potencjału do świadczenia usługi dekompozycji zastosowano biomasę i zagęszczenie dżdżownic (z wszystkich grup ekologicznych¹) zakładając, że gatunki do nich zaklasyfikowane, pełnią różne, lecz wzajemnie się dopełniające role w procesie rozkładu materii organicznej.

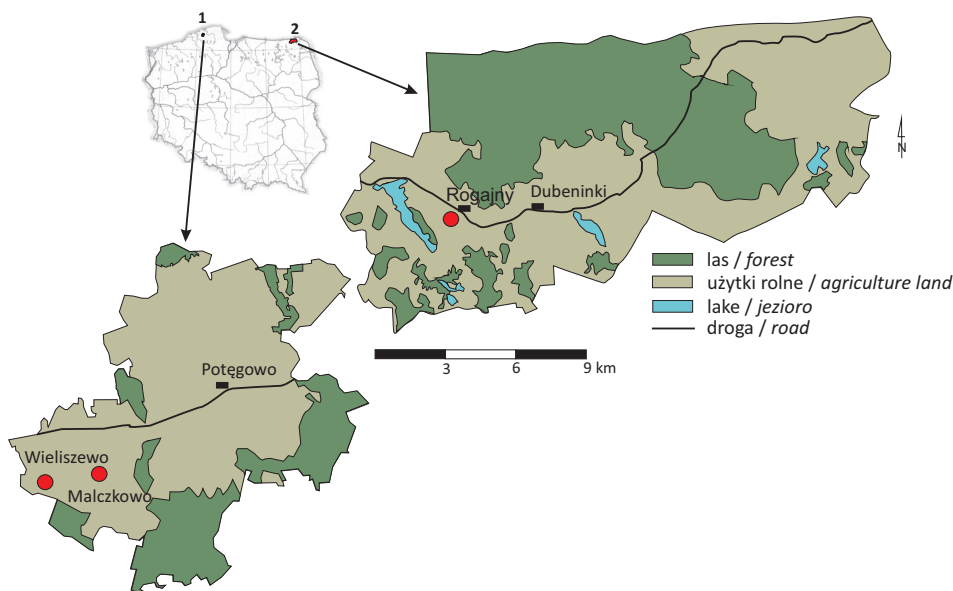
Celem analizy jest odpowiedź na pytanie, czy obszary homogeniczne na obszarach rolnych różnią się potencjałem do świadczenia usługi dekompozycji wyrażonym biomasą i zagęszczeniem *Lumbricidae* w porównaniu do układów heterogenicznych, jakimi są mozaiki małych pól poprzecinanych elementami o charakterze liniowym (miedze, drogi polne).

Obszar badań

Do szczegółowych analiz wytypowano obszary badań zlokalizowane w odrębnych jednostkach geograficznych, w celu rozgraniczenia analizy wpływu uwarunkowań geograficznych od uwarunkowań siedliskowych i użytkowych. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficz-

¹ Grupy ekologiczne wg Bouché (1972, 1977): 1) epigeic – gatunki niedrążące kanałów, żyjące nad warstwą mineralną gleby, głównie zamieszkujące ściółkę, odżywiające się słabo rozdrobnionym pokarmem bogatym w materię organiczną; 2) endogeic – gatunki żyjące w warstwie mineralnej gleby, drążące kanały głównie o przebiegu poziomym (w warstwie 10–15 cm), żywią się pod powierzchnią gleby pobierając materię organiczną wymieszaną z materią nieorganiczną; 3) anecic – gatunki żerujące głównie na powierzchni, ale żyjące w warstwie mineralnej gleby w wydrążonych głębokich (nawet poniżej 3 m), kanałach o przebiegu pionowym, do których wciągają zdeponowaną na powierzchni materię organiczną.

nym Polski (Kondracki, 2011), „obszar mazurski” (OM) zlokalizowany jest w mezoregionie Pojezierze Zachodniosuwalskie (gmina Dubeninki: wieś Rogajny), natomiast „obszar pomorski” (OP) należy do mezoregionu Wysoczyzna Polanowska (gmina Potęgowo: wieś Wieliszewo i Malczkowo) (ryc. 1).



Ryc. 1. Lokalizacja obszarów badań: 1) „obszar pomorski” (OP) w gminie Potęgowo i „obszar mazurski” (OM) w gminie Dubeninki
Location of the research areas: 1) “pomeranian area” (OP) in the Potęgowo commune and the “masurian area” (OM) in the Dubeninki commune
 Opracowanie własne, tak samo pozostałe ryciny i tabele/*Author's own elaboration, like remaining figures and tables.*

Materiały i metodyka badań

Na podstawie analizy rozmieszczenia dawnych PGR-ów oraz struktury osadnictwa i uprawy roli w ich sąsiedztwie, do szczegółowych, kompleksowych badań wytypowano dwa obszary badawcze OM i OP (ryc. 1). Powierzchnia wybranych obszarów wynosi odpowiednio ok. 90 i 100 hektarów. Charakteryzuje je udokumentowany i trwający od dziesięcioleci rolniczy sposób użytkowania, tzn. pola małoobszarowe (PM) należące do prywatnych właścicieli roli oraz pola wielkoobszarowe (PW) w przeszłości będące pod zarządem sektora państwowego a obecnie z kontynuowanym sposobem uprawy. Aby wykluczyć jak najwięcej czynników różnicujących, przy wewnątrzobszarowym typowaniu stanowisk badawczych uwzględniono bliskie sąsiedztwo obydwu układów pól (podobny klimat lokalny, hipsometria terenu, uziarnienie gleb i roślinność rzeczywista). Na każdym obszarze poprowadzono cztery ok. 300-metrowe transekty (po dwa w każdym z typów pól). W przypadku PW transekty w całości mieściły się w obrębie homogenicznego obszaru, natomiast na PM transekty przecinały obszar bardziej strukturalnie urozmaicony tj. różnej wielkości, ale relatywnie małe pola uprawne, miedze oraz drogi polne. Podsumowując, transekty popro-

wadzono na stanowiskach różniących się stopniem fragmentacji terenu, intensywnością zabiegów agrotechnicznych oraz historią własności ziemi.

Metoda poboru materiału faunistycznego

Materiał faunistyczny pobierano w sezonie wiosennym i jesiennym w cyklu dwuletnim (2007–2008). W ciągu jednego sezonu pobrano 110 próbek, co daje łączną sumę 440 próbek w całym okresie badań. Do pozyskania *Lumbricidae* zastosowano metodę mechaniczną. Przy pomocy szpadla pobierano próbkę gleby z powierzchni o wymiarach 25 cm x 25 cm i 30 cm w głąb profilu (Rundgren, 1975). Wiosną i jesienią przy optymalnej wilgotności i temperaturze gleby, wystarcza pobranie próbki do głębokości 20–30 cm, gdyż 95% wszystkich dżdżownic znajduje się wówczas w warstwie przypowierzchniowej (Kasprzak, 1986). Każdą próbkę umieszczano w dużym plastikowym pojemniku, następnie ręcznie przebierano i przesiewano na sitach glebowych. Średni czas przesiewania próbki, w zależności od gatunku gleby trwał 40–70 minut. Bezpośrednio po pozyskaniu, osobniki zostały zakonserwowane w roztworze 70% alkoholu etylowego. Następnie w warunkach laboratoryjnych, zostały oczyszczone i ponownie zalane 70% alkoholem etylowym. Wszystkie osobniki z odcinkiem głowowym, bez względu na stopień rozwoju zostały oznaczone do gatunku (Plisko, 1973; Kasprzak, 1986). Okazy niedojrzałe pociowo lub bardzo uszkodzone przypisano do rodzaju i uwzględniono w obliczeniach biomasy.

Do analizy statystycznej wyników badań wykorzystano program SAS 9.2 (SAS Institute, Cary NCi). W celu określenia istotności różnic między charakterystykami dżdżownic przeprowadzono 5-czynnikową analizę wariancji (ANOVA), przy poziomie istotności ($p=0,05$). Pierwszą grupę czynników stanowiły obszary: mazurski i pomorski (czynnik: region), drugą – okresy badawcze: 2007 i 2008 (czynnik: rok), trzecią – sezony: wiosna i jesień (czynnik: sezon), czwartą – pola małe i duże (czynnik: wielkość pola), a piątą – rodzaje upraw (czynnik: uprawa).

Wyniki

Wpływ różnic w strukturze kompleksu polnego – ujęcie ponadregionalne

Rozpatrując sumaryczne zagęszczenie dżdżownic na analizowanych powierzchniach badawczych, należy stwierdzić, że mozaiki pól małych (PM) w ujęciu łącznym charakteryzują się znacznie wyższym zagęszczeniem (208,23 os./m²) w porównaniu do stanowisk o charakterze homogenicznym (PW) – 120,38 os./m². Różnice te są istotne statystycznie (ANOVA, $p<0,0001$). Odchylenia standardowe (odpowiednio 208,23 i 120,38) wskazują na większą zmienność wartości zagęszczenia dla PM. Ponadto PM charakteryzowały się wyższym zagęszczeniem w porównaniu do PW w każdym roku badań i również były to różnice istotne statystycznie (ANOVA, 2007 r. – $p=0,0099$ i 2008 r. – $p<0,0001$).

Pod względem łącznej biomasy dżdżownic, wyższe wartości uzyskano również dla PM (43,57 g/m²) w porównaniu do PW (31,02 g/m²). Różnice znalazły potwierdzenie statystyczne (ANOVA, $p<0,0001$). Odchylenia standardowe (odpowiednio 3,050 i 1,685) wskazują na większe zróżnicowanie biomasy na PM. W tym przypadku PM również odznaczały się większą biomasą w odniesieniu do PW w każdym roku badań. Były to różnice istotne statystycznie (ANOVA, 2007 r. – $p=0,0029$ i 2008 r. – $p=0,0026$).

Podsumowując uzyskane wyniki w ujęciu łącznym można stwierdzić, że obszary rolnicze o bardziej zróżnicowanej strukturze przestrzennej odznaczają się znacznie wyższym zagęszczeniem i biomasa dżdżownic niż obszary strukturalnie uboższe, co oznacza, że w tym aspekcie potencjał do świadczenia usługi dekompozycji jest wyższy w kompleksach o mozaikowym układzie.

Wpływ różnic w strukturze kompleksu polnego – porównanie między regionami

Sumaryczne zagęszczenie dżdżownic na PM i PW na obszarze OM jest znacznie wyższe niż na adekwatnych stanowiskach obszaru OP (ryc. 2). Są to różnice istotne statystycznie (ANOVA, $p < 0,0001$). Odchylenia standardowe PM i PW w OM (odpowiednio 242,19 i 135,63) i w OP (odpowiednio 98,35 i 67,87) wskazują na większą zmienność w obrębie układu heterogenicznego.

Dodatkowo sumaryczna biomasa zgrupowania *Lumbricidae* jest również istotnie większa (ANOVA, $p < 0,0001$) na obu typach stanowisk na obszarze OM niż w porównywanych stanowiskach na obszarze OP (ryc. 3). Odchylenia standardowe wskazują na większą zmienność biomasy w obrębie PM.

Należy podkreślić, że zarówno w przypadku zagęszczenia jak i biomasy *Lumbricidae* różnice pomiędzy odmiennymi układami obszarów rolniczych są znacznie bardziej widoczne w przypadku obszaru OM (ryc. 1, 2).

Wpływ różnic w strukturze kompleksu polnego – porównanie w regionach

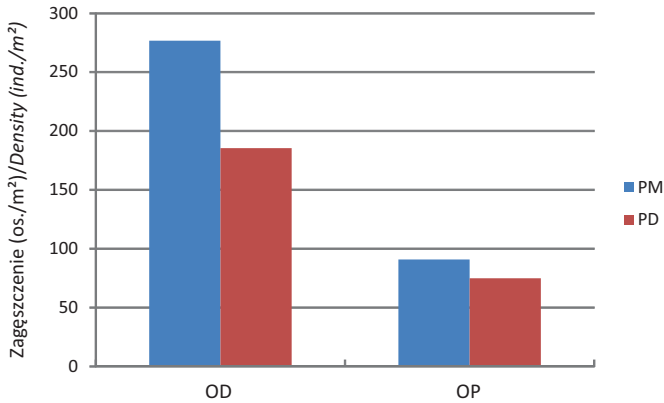
Obszar mazurski (OM)

Analizując sumaryczne zagęszczenie dżdżownic na stanowiskach obszaru OM stwierdzamy podobną zależność jak w przypadku ujęcia ponadregionalnego, czyli wyższe wartości dla PM w porównaniu do PW (odpowiednio 276,8 i 185,6 os./m²; ANOVA, $p < 0,0001$). Podobne zależności stwierdzono w każdym roku i sezonie badań. Jednakże w przypadku sezonu wiosennego różnice nie były istotne statystycznie (tab. 1).

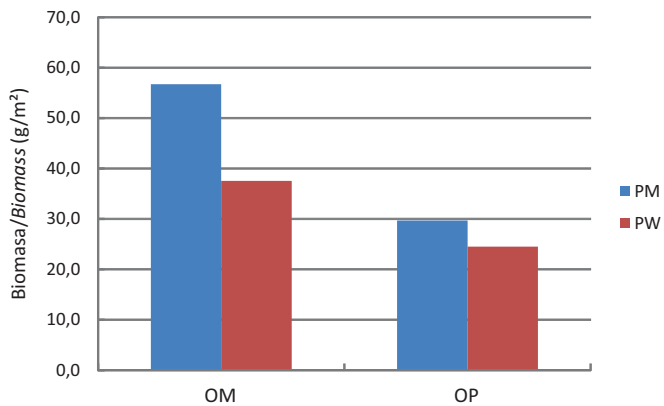
Ogólna biomasa dżdżownic również była wyższa w PM w odniesieniu do PW (odpowiednio 56,0 i 36,8 g/m²; ANOVA, $p > 0,0001$). Odchylenia standardowe (odpowiednio 3,646 i 1,874) wskazują na większą zmienność w obrębie pól małych. Różnicę na korzyść PM uzyskano dla każdego roku i sezonu badań. Podobnie jak w przypadku zagęszczenia, w sezonie wiosennym nie były to różnice istotne statystycznie. W każdym z omówionych przypadków odchylenia standardowe wskazują na większy rozrzut wartości w przypadku PM.

Obszar pomorski (OP)

PM również charakteryzowały się wyższymi wartościami zagęszczenia i biomasy w porównaniu do PW – odpowiednio 91,20 i 75,20 os./m² oraz 98,3 i 67,8 g/m², jednakże różnice nie były istotne statystycznie (ANOVA, odpowiednio $p = 0,1022$ i $p = 0,1196$). Odchylenia standardowe w obu przypadkach wskazują na większą zmienność wartości dla PM. Ponadto PM odznaczały się wyższym zagęszczeniem i biomasa *Lumbricidae* w porównaniu do PW w każdym roku i sezonie badań. Były to jednak różnice nieistotne statystycznie (tab. 1). W obydwu przypadkach wartości odchylenia standardowego są wyższe dla PM.



Ryc. 2. Zagęszczenie *Lumbricidae* w zależności od typu kompleksu polnego i obszaru badań (OM – obszar mazurski, OP – obszar pomorski, PM – pola małoobszarowe, PW – pola wielkoobszarowe) *Lumbricidae* density in relation to type of field complex and research area (OM – “masurian area”, OP – “pomeranian area”, PM – small fields, PW – large fields)



Ryc. 3. Biomasa *Lumbricidae* w zależności od typu kompleksu polnego i obszaru badań (OM – obszar mazurski, OP – obszar pomorski, PM – pola małoobszarowe, PW – pola wielkoobszarowe) *Lumbricidae* biomass in relation to type of field complex and research area (OM – “masurian area”, OP – “pomeranian area”, PM – small fields, PW – large fields)

Tabela 1. Regionalne, roczne i sezonowe zróżnicowania charakterystyk zgrupowań *Lumbricidae* *Regional, annual and seasonal variations in the characteristics of the Lumbricidae community*

PM vs. PW	OM		OP	
	Zagęszczenie <i>Density</i>	Biomasa <i>Biomass</i>	Zagęszczenie <i>Density</i>	Biomasa <i>Biomass</i>
2007	xxx	xxx	n	n
2008	xxx	xxx	n	x
Wiosna/Spring	n	n	n	n
Jesień/Autumn	xxx	xxx	x	x

xxx – $p < 0,05$; x – $p < 0,1$; n – brak istotnych różnic/no significant differences

Reasumując, uzyskane wyniki w odniesieniu dla każdego z obszarów wskazują na wyższy potencjał do świadczenia usługi dekompozycji wyrażonej charakterystykami zgrupowania *Lumbricidae* pól wzbogaconych elementami liniowymi w porównaniu do obszarów homogenicznych.

Podsumowanie

Usługa dekompozycji ma znaczący wpływ na utrzymanie właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby. Ulegające rozkładowi resztki poźniwne wpływają na żyzność gleby uprawianych pól, gdyż stanowią cenne źródło składników odżywczych i materii organicznej. W przypadku obszarów użytkowanych rolniczo, resztki poźniwne stanowią jedyne źródło świeżego materiału organicznego dostarczanego do gleby. Funkcja ta jest niezwykle istotna ze względu na intensywny wpływ uprawy na właściwości gleb. Wraz z plonami wynoszona jest duża pula składników mineralnych stanowiących źródło pokarmowe dla organizmów żyjących na/w glebie. Z tego względu wszelkie sposoby dostarczania dodatkowego materiału organicznego do tego typu gleb jest wysoce wskazane. Elementy liniowe i wyspy śródpolne (miedze, mało użytkowane drogi śródpolne, roślinność ruderalna, zagajniki) są miejscem gromadzenia się na powierzchni resztek roślinnych i zwierzęcych. Z racji, iż są to komponenty bardziej utrwalone w krajobrazie w porównaniu do dynamicznie zmieniających się użytków rolnych, ich rola w utrzymaniu zasobów materii organicznej jest szczególnie.

W niniejszej pracy posłużono się metrykami zgrupowania dżdżownic (biomasą i zagęszczeniem) w celu określenia potencjału do świadczenia usługi dekompozycji, w różnych układach przestrzennych krajobrazu rolniczego. Celowo nie dokonano podziału na grupy ekologiczne, gdyż (1) zdecydowanym eudominantem w ujęciu ogólnym (ok. 93%) była grupa endogeiczna, (2) zastosowane wskaźniki uwzględniają udziały ilościowe wszystkich grup ekologicznych, które z racji różnych mechanizmów żywieniowych przynależnych do nich gatunków efektywnie uzupełniają się w regulowaniu obiegu pierwiastków (Lavelle i Martin 1992; Marinissen i de Ruiter, 1993). Silna dominacja grupy *endogeic* (gatunki glebowe), a zwłaszcza pospolicie występującego gatunku – *Aporrectodea caliginosa*, jest typowa dla gleb użytkowanych rolniczo (Pelosi i inni, 2009). W ujęciu regionalnym było to odpowiednio dla obszaru mazurskiego (OM) i pomorskiego (OP) – 91% i 95%, przy czym w OP *A. caliginosa* miała ok. 94% udziału a pozostałe gatunki z grupy *endogeic* stanowiły jedynie 0,4%, zaś w OM było to odpowiednio 78% i 13%.

Na podstawie wyników analizy w ujęciu ponadregionalnym, można stwierdzić, że obszary reprezentujące krajobraz bogatszy typologicznie, drobnomozaikowy i zróżnicowany pod względem ekologicznym, mają większy potencjał do realizacji omawianej usługi. W ujęciu regionalnym, ogólne zagęszczenie i biomasa *Lumbricidae* wskazują na znaczne różnice między OM i OP. Odmienność regionów względem analizowanych charakterystyk jest dość często notowana w literaturze (Sepp i inni, 2005; Valckx i inni, 2006; Price i inni, 2008; Johnson-Maynard i inni, 2007), a wynikać może w głównej mierze z różnych uwarunkowań klimatycznych, ekologicznych czy też sposobu użytkowania ziemi w danym obszarze. Obszar OM jest bardziej zróżnicowany w porównaniu do obszaru OP. Świadczą o tym wyższe wartości takich wskaźników, jak liczba typów zbiorowisk i typów gleb w odległości do 200 m od transektu, różnorodność i równomierność powierzchniowa

roślinności oraz różnorodność typów gleb w odległości do 200 m od transektu (Regulska, 2012). Ponadto na większości pól stosowano przedplony, mulczowanie, a część z nich nawożono obornikiem. Różnice te znalazły odzwierciedlenie w analizowanych wskaźnikach, przy czym wyższe wartości zanotowano dla OM. Jednakże, na obu analizowanych obszarach stanowiska zróżnicowane typologicznie (PM) charakteryzowały się większym potencjałem, choć w przypadku OP nie znaleziono statystycznie istotnego potwierdzenia. Podsumowując, na poziomie poszczególnych obszarów również układy mozaikowe obejmujące pola i elementy liniowe posiadają większy potencjał do realizacji usługi dekompozycji wyrażonej wskaźnikiem pośrednim w postaci biomasy i zagęszczenia dżdżownic w porównaniu do układów homogenicznych (PW). W bardziej zróżnicowanym strukturalnie krajobrazie OM, różnice między odmiennymi układami pól są znacznie bardziej uwidocznione w porównaniu do OP. Liczebność i różnorodność dżdżownic w większości przypadków jest niższa na obszarach narażonych na znaczną antropopresję (Paoletti, 1999; Johnson-Maynard i inni, 2007; Regulska i Kołaczowska, 2015, 2016). Pola małe obszaru mazurskiego są znacznie mniejsze od pól obszaru pomorskiego, dodatkowo liczniej poprzecinane są miedzami i drogami śródpolnymi.

Wieloczynnikowa analiza ANOVA pozwoliła również na uchwycenie zmian sezonowych i rocznych w zgrupowaniu dżdżownic. Podobne rezultaty uzyskali Ivask i inni (2007) oraz Price i Voroney (2008) – choć różnice były istotne tylko w przypadku ogólnej biomasy – a także Johnson-Maynard i inni (2007). Niezależnie od obszaru badań większymi wartościami charakteryzował się sezon jesienny w porównaniu do wiosennego, lata o wyższej średniej rocznej sumie opadów oraz niskiej liczbie dni z przymrozkiem (również w roku poprzedzającym badanie). Generalnie dżdżownice są zazwyczaj aktywne wiosną, latem i jesienią, a w niesprzyjających warunkach (np. susza czy bardzo niskie temperatury) przejawiają różne strategie ich przetrwania (Rundgren, 1975; Lee, 1985). Sezonowe wahania liczebności są powszechnie znane w odniesieniu do fauny glebowej a szczególnie w odniesieniu do omawianej grupy organizmów. Sezonowa aktywność dżdżownic w odniesieniu do wilgotności i temperatury gleby była szeroko badana *ex situ* (Jégou i inni, 2000; Perreault i Whalen, 2006) i *in situ* (Eggleton i inni, 2009; Uvarov i inni, 2011).

Generalnie zastosowane metryki dżdżownic (biomasa i zagęszczenie) reagują podobnie i mogą być stosowane wymiennie (tab. 1). Jednakże to biomasa jako wskaźnik wrażliwszy, uwzględniający zarówno osobniki oznaczone do gatunku i rodzaju, jak i te uszkodzone, czy ich fragmenty, wydaje się oddawać pełniejszy obraz zgrupowania *Lumbricidae*.

Piśmiennictwo

- Affek A., 2018, *Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production*, Ecological Indicators, 94, 2, s. 33–45.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z., 2005, *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, PWN, Warszawa.
- Bertrand M., Barot S., Blouin M., Whalen J., de Oliveira T., Roger-Estrade J., 2015, *Earthworm services for cropping systems: a review*, Agronomy for Sustainable Development, 35, 2, s. 553–567.
- Bieńkowski J., Jankowiak J., 2006, *Zawartość węgla organicznego w glebie i jego zmiany pod wpływem różnych systemów produkcji*, Fragmenta Agronomica, 2, s. 216–225

- Blouin M., Hodson M.E., Delgado E.A., Baker G., Brussaard L., Butt K.R., Dai J., Dendoovenh L., Peres G., Tondoh J.E., Cluzeau D., Brun J.J., 2013, *A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services*, European Journal of Soil Science, 64, s. 161–182.
- Bouché M.B., 1972, *Lombriens de France. Ecologie et Systematique*, IN de la Recherche Agronomique, 72, 2.
- Bouché M.B., 1977, *Strategies Lombriciennes*, Ecological Bulletins, 25, s. 122–132.
- Boyer S., Wratten S.D., 2010, *The potential of earthworms to restore ecosystem services after open-pit mining – a review*, Basic and Applied Ecology, 11, s. 196–203.
- Brussaard L., 1997, *Biodiversity and ecosystem functioning in soil*, Ambio, 26, s. 563–570.
- Edwards C.A., Bohlen P.J., 1996, *Biology of Earthworms*, Chapman and Hall, London, UK.
- Eggleton P., Inward K., Smith J., Jones D.T., Sherlock E., 2009, *A six year study of earthworm (Lumbricidae) populations in pasture woodland in southern England shows their responses to soil temperature and soil moisture*, Soil Biology nad Biochemistry, 41, s. 1857–1865.
- Elmer W.H., 2012, *Using earthworms to improve soil health and suppress diseases*, The Connecticut Agriculture Experiment Station (www.ct.gov/caes).
- Gonet S., 2007, *Ochrona zasobów materii organicznej*, [w:] S.S. Gonet, M. Markiewicz (red.), *Rola materii organicznej w środowisku*, PTSH, Wrocław.
- GUS, 2018, *Rocznik Statystyczny Rolnictwa*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Haines-Young R.H., Potschin M.B., 2018, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. and Guidance on the Application of the Revised Structure*, Nottingham.
- Hickman Z.A., Reid B.J., 2008, *Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants*, Environment International, 34, 7, s. 1072–1081.
- Ivask M., Kuu A., Sizov E., 2007, *Abundance of earthworm species in Estonian arable soils*, European Journal of Soil Biology, 43, s. 39–42.
- Jégou D., Cluzeau D., Hallaire V., Balesdent J., Tréhen P., 2000, *Burrowing activity of the earthworms Lumbricus terrestris and Aporrectodea giardi and consequences on C transfers in soil*, European Journal of Soil Biology, 36, s. 27–34.
- Johnson-Maynard J.L., Umiker K.J., Guy S.O., 2007, *Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management*, Soil and Tillage Research, 94, s. 338–345.
- Kasprzak K., 1986, *Skąposzczety glebowe III, Rodzina Dżdżownicy (Lumbricidae), Klucz do oznaczania bezkręgowców Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Keith A.M., Robinson D.A., 2012, *Earthworms as Natural Capital: Ecosystem Service Providers in Agricultural Soils*, Ecomology Journal, 2, s. 91–99.
- Kondracki J., 2011, *Geografia regionalna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kowaliński S., Gonet S., 1999, *Materia organiczna gleb*, [w:] S. Zawadzki (red.), *Gleboznawstwo*, PWRiL, Warszawa, s. 237–263.
- Kuzyakov Y., Blagodatskaya E., 2015, *Microbial hotspots and hot moments in soil: concept and review*, Soil Biology and Biochemistry, 83, s. 184–199.
- Lavelle P., Martin A., 1992, *Small-scale and large-scale effects of endogeic earthworms on soil organic matter dynamics in soils of the humid tropic*, Soil Biology and Biochemistry, 24, s. 1491–1498.
- Lee K.E., 1985, *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*, Academic Press, London.
- Lubbers I.M., Pulleman M.M., Van Groenigen J.W., 2017, *Can earthworms simultaneously enhance decomposition and stabilization of plant residue carbon?* Soil Biology and Biochemistry, 105, s. 12–24.

- Marinissen J.C.Y., de Ruiter P.C., 1993, *Contribution of earthworms to carbon and nitrogen cycling in agro-ecosystems*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 47, s. 59–74
- Markiewicz M., Świtoniak M., Bednarek R., Gonet S., 2014, *Zasoby materii organicznej*, [w:] M. Świtoniak, M. Jankowski, R. Bednarek (red.), *Antropogeniczne przekształcenia pokryw glebowej Brodnickiego Parku Krajobrazowego*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń
- Mazur-Pączka A., Pączka G., Kostecka J., 2017, *Lumbricidae in the Process of Monitoring of the State of Land Reclamation of Former Sulphur Mine in Jeziórko*, Journal of Ecological Engineering, 18, 6, s. 53–58.
- MEA, 2005, *Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends. Volume 1*, Island Press, Washington D.C.
- Paoletti M.G., 1999, *The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators*, Agriculture Ecosystems and Environment, 74, s. 137–155.
- Parmelee R.W., Bohlen P.J., Blair J.M., 1998, *Earthworms and Nutrient Cycling: Integrating Across the Ecological Hierarchy*, [w] C.A. Edward (red.), *Earthworm Ecology*, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.
- Pelosi C., Bertrand M., Roger-Estrade J., 2009, *Earthworm community in conventional, organic and direct seeding with living mulch cropping systems*, Agronomy for Sustainable Development, 29, s. 287–295.
- Perreault J.M., Whalen J.K., 2006, *Earthworm burrowing in laboratory microcosms as influenced by soil temperature and moisture*, Pedobiologia, 50, s. 397–403.
- Plisko J.D., 1973, *Lumbricidae – Dżdżownice*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Price G.W., Voroney R.P., 2008, *Response to annual applications of de-inked papermill biosolids by field earthworms on three agricultural soils*, Applied Soil Ecology, 38, s. 230–238.
- Regulska E., 2012, *Wskaźniki zoologiczne i krajobrazowe oraz ich przydatność do oceny rozwoju zrównoważonego krajobrazu wiejskiego (na przykładzie wybranych obszarów)*, rozprawa doktorska – maszynopis.
- Regulska E., Kołaczowska E., 2015, *Landscape patch pattern effect on relationships between soil properties and earthworm assemblages: a comparison of two farmlands of different spatial structure*, Polish Journal of Ecology, 63, 4, s. 549–558.
- Regulska E., Kołaczowska E., 2016, *The role of habitat heterogeneity in the relationships between soil properties and earthworm assemblages: a case study in Pomerania (Northern Poland)*, Geographia Polonica, 89, 3, s. 311–322.
- Rundgren S., 1975, *Vertical distribution of lumbricids in southern Sweden*, Oikos, 26, s. 299–306.
- Sepp K., Ivask M., Kaasik A., Mikik M., Peepson A., 2005, *Soil biota indicators for monitoring the Estonian agri-environmental programme*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 108, s. 264–273.
- Sinha M.P., Srivastava R., Gupta D.K., 2013, *Earthworm biodiversity of Jharkhand: Taxonomic description*, The Bioscan, 8, s. 293–310.
- Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Regulska E., Zawiska I., 2017, *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa.
- TEEB, 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and economic foundation. Earthscan*, The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Cambridge.

- Uvarov A.V., Tiunov A.V., Scheu S., 2011, *Effects of seasonal and diurnal temperature fluctuations on population dynamics of two epigeic earthworm species in forest soil*, *Soil Biology and Biochemistry*, 43, s. 559–570.
- Valckx J., Hermy M., Muys B., 2006, *Indirect gradient analysis at different spatial scales of prorated and non-prorated earthworm abundance and biomass data in temperate agro-ecosystems*, *European Journal of Soil Biology*, 42, s. 341–47.

Summary

The aim of this work was to estimate the potential of arable land to provide a regulating service – namely decomposition, following the CICES v5.1 theoretical framework and classification system (Haines-Young and Potschin, 2018). Arable land potential was estimated by characteristics of earthworms (*Lumbricidae*), notably the density and biomass of their populations.

An agricultural landscape exemplifies anthropogenic transformations of the natural environment that have been going on for centuries. Arable lands accounts for about 60% of Poland (GUS, 2018), and such intensive land-use systems (and especially those involving large-scale monocultures) exert a significant impact on individual components of the environment, for example leading to a degradation of soil structure and an increase in its aeration, to mineralisation of humus, and to the release of carbon dioxide into the atmosphere.

In this context, an important aspect is maintenance of resources of organic matter in soil, given that the latter not only plays a significant role in production, as a habitat and in regard to retention, but also mediates processes of carbon sequestration that have the potential to reduce the greenhouse effect. Since Charles Darwin conducted his classic studies of earthworms in the late 1800s, these species have been recognised as major actors in the processing of dead and decomposing organic matter. Earthworms improve soil bulk density, pore size, water infiltration rate, soil water content, and water-holding capacity. High earthworm densities are associated with well-drained, aerated, fertile soils.

Characteristics of earthworm assemblages in terms of their biomass and density (also within ecological groups) can thus serve as valuable indicators of *Ecosystem Services* (ES) offered by agricultural ecosystems, given the key relationships pertaining between earthworms and critical soil processes for ES (Paoletti, 1999; Keith & Robinson, 2012).

The study areas are located in a young glacial landscape in Suwalskie Lake District in NE Poland (OM), as well as the Western Pomeranian Lake District in NW Poland (OP). The farmlands selected (of 90 and 100 ha respectively) are old structured landscapes under constant management for at least 100 years. The main site selection criterion was thus the existence of two spatially different configurations of arable land in each region – i.e. a heterogeneous one of small fields (PM) that belong to private owners; and a homogeneous one comprising large fields (PW) previously state-managed but now subject to a continuous method of cultivation. A total of 440 sampling points were analysed. Earthworms were collected under similar weather conditions in May (spring season) and in October (autumn season) over a two-year period (2007–2008). Pits 30 cm deep of cross-sectional area 0.25 m² were dug out by hand, with specimens extracted *in situ* by a combination of sifting and hand-sorting and then fixed immediately in 70% etha-

nol. All the individuals were identified to species level (following Kasprzak 1986, Plisko 1973), counted and weighted. Statistical calculations were made using SAS 9.2 software. To determine the significance of differences in quantitative characteristics of assemblages of earthworms, multifactorial analysis of variance (ANOVA) was conducted, with the significance level set at $p = 0.05$.

The results of the analysis in supra-regional terms show that areas of more diversified spatial structure support a significantly higher density and biomass of earthworms than do structurally-poorer areas. This means that, in this aspect, the potential for providing decomposition services (ES) is higher in the mosaic of small fields than the homogeneous area. On a regional basis, the overall density and biomass of *Lumbricidae* points to significant differences between OM ("the masurian area") and OP ("the pomeranian area"). It should be emphasised that differences between miscellaneous systems of agricultural areas are much more visible in the case of the OM area. The small fields of the OM area are much smaller than the corresponding fields in OP area, and are also crossed by numerous balks and mid-field roads.