

## Ocena długodystansowego rozsiewu rokitnika zwyczajnego (*Hippophaë rhamnoides* L.) na zwałowisku wewnętrznym Kopalni Węgla Brunatnego Bełchatów

Assessment of sea buckthorn (*Hippophaë rhamnoides* L.) long distance dispersal on the internal waste heap of the Bełchatów lignite mine

Leszek Bolibok<sup>1\*</sup> , Monika Kubiak<sup>2</sup>, Sebastian Michalski<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Leśny, Katedra Hodowli Lasu, ul. Nowoursynowska 159/34, 02-776 Warszawa;

<sup>2</sup>Nadleśnictwo Radomsko, ul. Piłsudskiego 3, 97-500 Radomsko; <sup>3</sup>Nadleśnictwo Łochów, ul. Wyszowska 28, 07-130 Łochów

\*Tel. +48 22 5938106, e-mail: leszek\_bolibok@sggw.pl

**Abstract.** Long distance dispersal is a key process occurring in plant communities and is particularly important for pioneer species like sea-buckthorn (*Hippophaë rhamnoides* L.) which survival strongly depends on colonizing newly created post-disturbance habitats. Sea-buckthorn, a cluster-forming shrub, is commonly used in Poland in the reclamation of soil-less areas devastated the by mining industry and for these areas a generative expansion of planted populations is usually observed. The main objective of this study was to assess the long-distance dispersal of this species in areas previously disturbed by industrial activity. Our observations were made on a 223.75 ha large section of the internal waste heap of the Bełchatów lignite mine, Central Poland. The area was colonized by sea-buckthorn specimens originating from a population planted on the nearby external waste heap. During the search for newly established sea-buckthorn clusters, their position and size were recorded and the preferences for specific site conditions were assessed using the Ivlev's electivity index. New specimen were observed at distances between 600 m and 3600 m from their potential seed source. The mean cluster density was 1.37 ha<sup>-1</sup>. The observed pattern of long distance dispersal is linked with to behavior of frugivorous birds. The largest cluster densities were observed along ditches (9.83 ha<sup>-1</sup>) and on open areas with less developed plant cover, while the lowest cluster density occurred in afforested areas (0.51 ha<sup>-1</sup>). Poor sandy substrate reduced the probability of plant establishment compared to richer loamy sands. There appeared to be no influence of slope aspect on the probability of sea-buckthorn establishment.

**Keywords:** long distance dispersal, sea-buckthorn, soil conditions, slope aspect

### 1. Wstęp

Rokitnik zwyczajny (*Hippophaë rhamnoides* L.) występuje w Polsce na stanowiskach naturalnych tylko na wybrzeżach Bałtyku (Kapuściński 1978; Surminski 2008). Najczęściej spotykany jest na klifach, gdzie fale morskie podmywające brzegi powodują dość częste powstawanie osuwisk odsłaniających tereny bezglebowe. Rokitnik efektywnie „odnajduje” i kolonizuje nowe tereny dzięki ekspansji generatywnej (głównie zoochorii). Jest to typowy gatunek pionierski, który swoją obecnością stabilizuje podłoże, poprzez opad liści zwiększa dostępność azotu w powstającej glebie i poprawia warunki wzrostu innych roślin. W zaroślach rokitnika często odnawiają się buk (*Fagus sylvatica* L.), jawor (*Acer pseudoplatanus* L.) i inne gatunki drzewiaste dalszych stadiów sukcesji, z czasem przerastając go i eliminując ze zdobytego siedliska (Kornaś 1977). Słabość wobec konkurencji gatunków późnosukcesyjnych sprawia, że przetrwanie

rokitnika jest silnie uzależnione od jego zdolności do dyspersji na nowe, często daleko położone tereny. Istotna w ekologii tego gatunku ekspansja długodystansowa była tylko wzmiankowana w literaturze (Zalewska 1955; Pearson, Rogers 1962) i prawie (Bolibok et al. 2009) nie była badana.

Badanie długodystansowego rozsiewu rokitnika na osuwiskach klifowych w siedliskach naturalnych jest trudne do wykonania z przyczyn metodycznych. Według Leveya i in. (2008) w przypadku rozsiewu długodystansowego (powyżej 150 m) zagęszczenie nasion docierających na jednostkę powierzchni wraz z odległością gwałtownie spada i najwyżej 1% całej produkcji nasion jest rozsiewany na dalekie dystanse (Cain et al. 2000). Stosunkowo niewielka powierzchnia osuwisk oraz duża odległość rozsiewu sprawiają, że potencjalnie może tam dotrzeć nikły odsetek nasion. Do funkcjonowania populacji tego gatunku może to być wystarczające, ale to zbyt mało do opisu ekspansji metodami ilościowymi.

Wpłynęło: 17.10.2017 r., recenzowano: 21.11.2017 r., zaakceptowano: 12.12.2017 r.

Dobry wzrost rokitnika na terenach bezglebowych sprawia, że od dawna jest on stosowany do rekultywacji terenów zdegradowanych (Greszta, Morawski 1972; Kluczyński 1979), gdzie łatwo rozprzestrzenia się generatywnie (Bolibok et al. 2009). Ekspansywność rokitnika może być przyczyną poważnych problemów gospodarczych. W niektórych rejonach Polski, np. w Nadleśnictwie Olkusz, wprowadzony w procesie rekultywacji rokitnik rozprzestrzenia się w uprawach leśnych, stanowiąc poważną konkurencję dla odnawianych celowo gatunków. W Nadleśnictwie Bełchatów kępy rokitnika rozrastają się i blokują przejezdność niektórych dróg leśnych na terenie zwałowiska zewnętrznego. Poznanie potencjału i uwarunkowań ekspansji rokitnika może mieć znaczenie praktyczne dla gospodarki leśnej w rejonach, gdzie planowane jest wprowadzanie tego gatunku.

Wydobycie węgla brunatnego metodą odkrywkową w Polsce powoduje powstawanie bardzo rozległych terenów bezglebowych, pozbawionych roślinności. Bardzo duża skala przestrzenna tych obiektów zwiększa szansę na odszukanie wystarczająco dużej liczby nowych osobników rokitnika, aby można było na tej podstawie wnioskować o mechanizmach jego ekspansji. W KWB Bełchatów rokitnik był wprowadzany sztucznie na zwałowisku zewnętrznym w celu stabilizacji zgromadzonego nadkładu (Krzaklewski 1978). Powstała tam populacja rokitnika stanowi silne, skoncentrowane (w skali krajobrazu) pierwotne źródło nasion, z którego zaczął on spontanicznie rozsiewać się na rozległych obszarach zwałowiska wewnętrznego (gdzie nie był sadzony). Celem tego artykułu jest ocena długodystansowego rozsiewu rokitnika na zwałowisku wewnętrznym KWB Bełchatów, ze szczególnym uwzględnieniem czynników wpływających na zagęszczenie kęp tego gatunku na badanym obszarze.

## 2. Teren badań

Badania prowadzono w 2008 roku na wschodniej części zwałowiska wewnętrznego KBW Bełchatów (51°13'50"N; 19°22'15"E). Już od 1989 roku w obrębie wyrobiska pola Bełchatów zaczęto deponować nadkład wydobyty z łóża

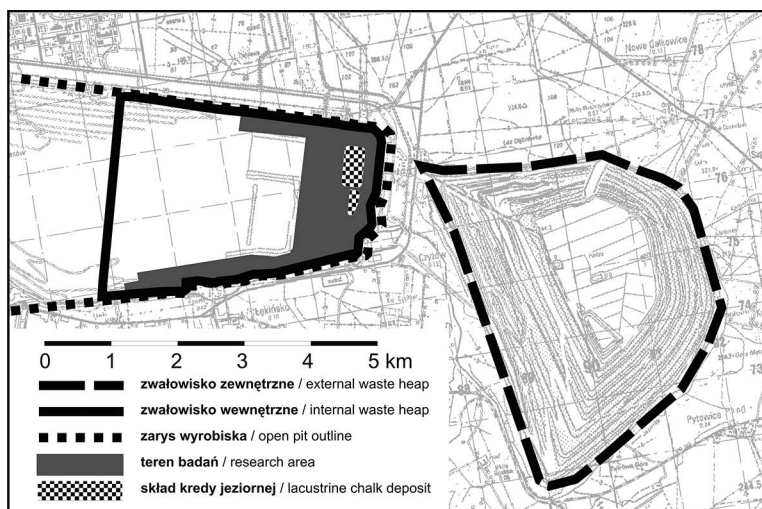
węgla brunatnego. Końcowy kształt nadziemnej części zwałowiska wewnętrznego zaczęto sukcesywnie formować od strony wschodniej od 1994 roku (Krzaklewski 2000). Wtedy na zwałowisku zaczęły się pojawiać tereny do kolonizacji rokitnika, które nie były narażone na dalsze przekształcenia rzeźby. Nadkład tworzy nadpoziomą bryłę zwałowiska górującą nad przyległymi terenami na wysokość ok. 40–50 m. Zbocza mają nachylenie 1:4 i są poprzedzielane półkami i tarasami komunikacyjnymi. Na powierzchni zwałowiska występują utwory piaszczyste o zmiennym udziale frakcji ilastych i pylastych oraz utwory gliniaste o składzie granulometrycznym od piasku luźnego i słabogliniastego przez piasek gliniasty lekki do gliny lekkiej (Krzaklewski 2000). Cechy tych utworów sugerują, że na zwałowisku będą w przyszłości dominowały siedliska słabej jakości (bór świeży i bór mieszany świeży).

## 3. Metodyka badań

Prace terenowe prowadzono na uformowanej części zwałowiska wewnętrznego nieobjętej zakazem wstępu w 2008 roku (zaznaczone na rycinie 1 na szaro), obejmującej obszar 223,75 ha. Badaniami nie objęto składowiska kredy jeziornej znajdującego się na wierzcholinie obiektu. W trakcie prac wyszukiwano kępy rokitnika i rejestrowano ich położenie w terenie oraz ich średnicę.

Wykorzystując udostępnione przez administrację kopalni materiały kartograficzne, określono udział powierzchniowy charakterystycznych fragmentów zwałowiska w obrębie terenu badań (tab. 1). Na podstawie mapy lokalizacji odkrywek glebowych i wyróżnionych gatunków gleb (Krzaklewski et al. 2000) oszacowano frekwencję różnego rodzaju utworów glebowych znajdujących się we wschodniej zalesionej części wierzchołki zwałowiska wewnętrznego. Na podstawie tej mapy każdej zlokalizowanej na tym obszarze kępie rokitnika przypisano odpowiedni rodzaj utworu glebowego, biorąc pod uwagę opis najbliższej odkrywki glebowej.

W celu określenia preferencji rokitnika w stosunku do dostępnych warunków siedliskowych użyto wskaźnika selektywności Ivleva  $E_i$  (1961):



Rycina 1. Lokalizacja terenu badań  
Figure 1. Localization of research area

**Tabela 1. Udział powierzchniowy różnych fragmentów badanego terenu**

Table. 1. Surface share of different fragments of research area

Kod Code	Opis fragmentu Fragment description	Powierzchnia Area [ha]	Udział Share [%]
D	<b>drogi – powierzchnia szlaków komunikacyjnych wraz z pobocznymi</b> roads with berms	8,96	4
T	<b>tereny otwarte fragmenty zboczy i wierzchowiny nieobjęte zalesianiem oraz tereny u podnóża zwałowiska</b> open non-afforested areas	22,37	10
O	<b>pole osadowe u podnóża zwałowiska</b> sediment fields	8,95	4
P	<b>piaskowniki – zbiorniki osadowe, wchodzących w skład systemu odwodnienia zwałowiska</b> setting ponds	2,24	1
R	<b>rów – obejmuje rowy i skarpy rowów</b> ditches	8,94	4
Z	<b>zalesienie – oznacza teren zwałowiska zalesiony do 2008 r.</b> areas afforested until 2008	161,10	72
W	<b>wał okalający zwałowisko, odgraniczający teren pola osadowego od sąsiadujących obszarów</b> embankments	11,19	5
	<b>cała powierzchnia objęta badaniami</b> total area	223,75	100

$$E_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i},$$

gdzie:

$r_i$  – wykorzystanie danego siedliska  $i$  (np. udział kęp rokitnika, które zaobserwowano w rowach w stosunku do całkowitej liczby obserwowanych kęp),

$p_i$  – udział siedliska  $i$  w środowisku (np. udział powierzchni rowów w całkowitej powierzchni terenu badań).

Wskaźnik  $E_i$  osiąga wartości od -1 (całkowite unikanie danego siedliska), przez 0 (dane siedlisko jest wykorzystywane proporcjonalnie do jego dostępności), aż do 1 (przy bardzo częstym wykorzystaniu danego siedliska).

Równoległe do obliczania wskaźnika  $E_i$  przetestowano hipotezę o losowości wykorzystania poszczególnych siedlisk przez rokitnika z zastosowaniem testu *chi*-kwadrat. W przypadku odrzucenia hipotezy o losowym wykorzystywaniu siedlisk użyto statystyki z Bonferroni, aby obliczyć przedziały ufności potrzebne do wskazania siedlisk wybieranych częściej lub rzadziej niż można by oczekiwać w przypadku losowego wyboru (Neu et al. 1974).

#### 4. Wyniki

Na badanym terenie wykryto 306 kęp rokitnika (średnie zagęszczenie 1,37 kępy/ha). Odnalezione kępy rokitnika były zróżnicowane pod względem wielkości, a starsze osobniki żeńskie owocowały. Najdalej położona od zwałowiska ze-

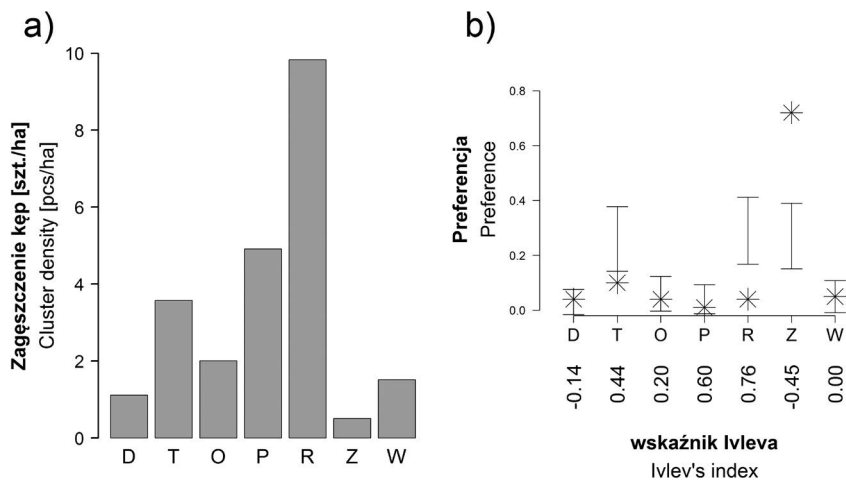
wnętrznego kępa, której rozmiary sugerowały, że powstała z pierwotnego obsiewu z populacji ze zwałowiska zewnętrznego, znajdowała się w odległości 3,6 km od podstawy i 6 km od centrum tego zwałowiska. Zagęszczenie kęp obserwowanych na charakterystycznych fragmentach zwałowiska przedstawiono na rycinie 2a. Największe zagęszczenie kęp rokitnika obserwowano we fragmentach zwałowiska związanych z systemem odwadniania (rowy i piaskowniki) oraz na terenach otwartych, najmniejsze zaś na terenach zalesionych. Występowanie rokitnika na terenach należących do poszczególnych kategorii nie było losowe (ryc. 2b), kępy częściej niż losowo pojawiały się w pobliżu rowów i na terenach otwartych, natomiast w sposób istotny statystycznie unikały terenów zalesionych. Z wynikami analizy statystycznej korepondują wartości wskaźnika Ivleva. Według tego kryterium najbardziej preferowanym środowiskiem są rowy ( $E=0,76$ ) i tereny otwarte ( $E=0,44$ ), natomiast najbardziej unikany są tereny zalesione ( $E=-0,45$ ). Wysoką dodatnią wartość miał wskaźnik Ivleva dla piaskowników ( $E=0,60$ ), ale ta preferencja nie została potwierdzona statystycznie. Analiza występowania rokitnika na zalesionych obszarach wierzchowiny zwałowiska wewnętrznego (ryc. 3a) wykazała na terenach o potencjalnie najuboższych utworach glebowych (PL – piaski luźne i PLP – piaski luźne pylaste) najmniejsze zagęszczenie kęp tego gatunku (około 0,2 szt./ha), dwukrotnie mniejsze niż na utworach żyzniejszych (PSG – piaski słabogliniaste, PGL – piaski gliniaste lekkie). Test *chi*-kwadrat potwierdził znikome prawdopodobieństwo losowego wystąpienia takich

różnic w zagęszczeniu kęp na potencjalnie najuboższych siedliskach (ryc. 3b). Również ujemne wartości wskaźnika Ivleva wskazują na unikanie najsłabszych utworów przez rokitnika. Przeprowadzone porównanie zagęszczenia kęp na zboczach zwałowiska o różnych wystawach (z wyłączeniem terenów zalesionych, ponieważ zalesienie może modyfikować wpływ wystawy) nie wykazało istotnych różnic. Wskaźnik Ivleva miał dla porównywanych obszarów wartości zbliżone do 0 (wystawa E= -0,02, N=-0,12, S=0,06), co świadczy o braku wyraźnej preferencji rokitnika w stosunku do wystawy. Również testowanie losowości w zajmowaniu terenów o różnej wystawie nie potwierdziło statystycznej istotności różnic pomiędzy nimi. Na badanym obszarze zaobserwowano zróżnicowane zagęszczenia kęp rokitnika w zalesieniach

powstałych w różnych latach (ryc. 4), jednak nie obserwowano wzrostu zagęszczenia kęp związanego ze wzrastającym wiekiem zalesienia. Zaobserwowano natomiast tendencję do wzrostu liczby odnalezionych kęp wraz ze spadkiem rozmiarów kępy (ryc. 5).

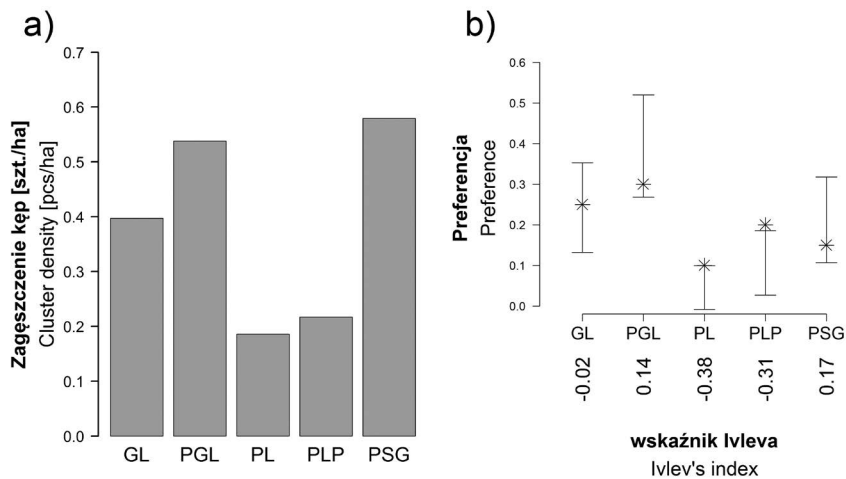
## 5. Dyskusja

Rozległe rekultywowane tereny stwarzają unikalną możliwość badania procesów związanych z niejednorodnością krajobrazu, zachodzących w dużych skalach przestrzennych (Bell et al. 1997). Odległość zwałowiska wewnętrznego od pierwotnego źródła nasion (ryc. 1), jak też duże zróżnicowanie siedlisk związane z procesem rekultywacji (tab. 1) po-



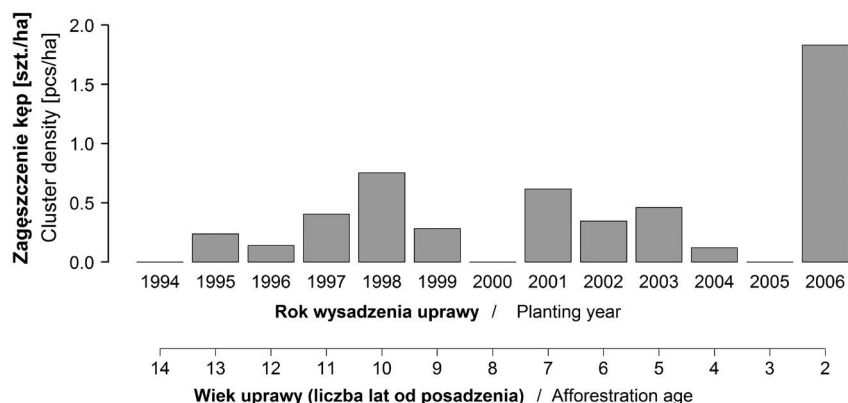
Rycina 2. Zagęszczenie kęp rokitnika na różnych fragmentach zwałowiska wewnętrznego (opisy jak w tab. 1) oraz ocena preferencji tego gatunku wobec analizowanych fragmentów zwałowiska (test losowości zasiedlania i wskaźniki Ivleva)

Figure 2. Density of sea-buckthorn clusters detected on different parts of internal dumping ground (descriptions as in tab. 1) and assessment of sea-buckthorn preferences to particular areas (test for non-random use of habitats and Ivlev's index)



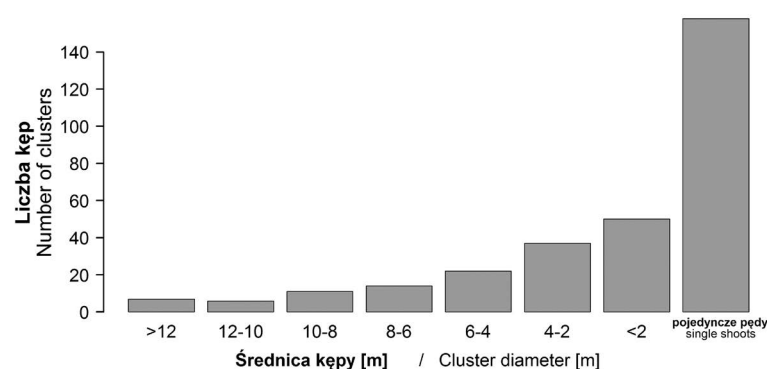
Rycina 3. Zagęszczenie kęp rokitnika na zalesionym wschodnim fragmencie wierzchowiny na różnych utworach glebowych (GL – gliny lekkie, PGL – piaski gliniaste lekkie, PL – piaski luźne, PLP – piaski luźne pylaste, PSG – piaski słabogliniaste) oraz ocena preferencji tego gatunku względem analizowanych utworów glebowych (test losowości zasiedlania i wskaźniki Ivleva)

Figure 3. Density of sea-buckthorn clusters detected on afforested eastern part heap hilltop on different soils (GL – sandy loams, PGL – loamy sand, PL – loose sand, PLP – sand with silt admixture, PSG – loamy sand with lesser clay content) and assessment of sea-buckthorn preferences to detected soils (test for non-random use of habitats and Ivlev's index)



Rycina 4. Zagęszczenie kęp rokitnika obserwowane w zalesieniach w różnym wieku

Figure 4. Density of sea-buckthorn clusters observed in afforestation of different age



Rycina 5. Liczba kęp rokitnika w poszczególnych klasach wielkości

Figure 5. Numbers of sea-buckthorn clusters in different size classes

zwolili na zbadanie wybranych czynników warunkujących sukces długodystansowego obsiewu rokitnika. Na podkreślenie zasługuje fakt, że analizowany jest rozsiew na relatywnie duże odległości. Teren badań rozciąga się w odległości od 600 m do 4700 m, licząc od podstawy zwałowiska zewnętrznego. Bezpośrednie udokumentowanie długodystansowego rozsiewu nasion jest zazwyczaj bardzo trudne (Cain et al. 2000). Duża odległość od pierwotnego źródła nasion, jak też rozległość obszaru badań, w praktyce bardzo utrudniają stosowanie metodyki opartej na bezpośredniej obserwacji zwierząt roznoszących nasiona (Malmborg, Willson 1988; Alcántara et al. 2000), jak również w związku z małą gęstością obsiewu uniemożliwiają wnioskowanie na podstawie danych zebranych z chwytaków nasion (Alcántara et al. 2000; Levey et al. 2008). W badaniach na zwałowisku wewnętrznym wybrano metodę „a posteriori” opartą na analizie występowania kęp rokitnika, które skolonizowały teren (Hewitt, Kellman 2002). Ocena rozsiewu długodystansowego na podstawie stwierdzonych przypadków występowania kolonistów jest jedną z głównych metod badania tego zjawiska (Nathan et al. 2003) i często stosowaną w tego typu pracach (Dzwonko, Loster 1992; Matlack 1994; Brunet, Von Oheimb 1998). Ocena rozsiewu na podstawie występowania odnowień może być obciążona pewnym błędem na skutek działania różnych filtrów ekologicznych wpływających na przeżywalność na-

sion i siewek (Kollmann 2000), jednakże dotarcie nasion do nowej lokalizacji jest podstawowym warunkiem kolonizacji i dlatego część badaczy przypisuje mu decydujące znaczenie (Robinson, Handel 1993). W badaniach nad obsiewem długodystansowym (Cain et al. 2000; Nathan et al. 2003) dużą wagę przykładają się do określenia empirycznego rozkładu obserwowanych odległości rozsiewu. Ze względu na rozproszenie populacji rokitnika na dużej powierzchni zwałowiska zewnętrznego (źródło) niemożliwe było obiektywne wskazanie punktu, od którego należałoby liczyć dystans. Z tego powodu analiza koncentrowała się bardziej na preferencji rokitnika w stosunku do zasiedlanych siedlisk niż na bezpośrednim określeniu odległości rozsiewu.

Żeńskie osobniki rokitnika zaczynają owocować już w 2.–3. roku życia (Pearson, Rogers 1962) i potencjalnie stosunkowo szybko mogą stać się na kolonizowanym terenie wtórnym źródłem nasion. Zdobywanie terenu poprzez rozsiew z najdalej wysuniętych osobników jest szybszym sposobem kolonizacji terenów niż rozsiew zachodzący przed główną linią frontu kolonizacji (Matlack 1994). Prawdopodobnie jednak początkowe niskie zagęszczenie kęp rokitnika na zwałowisku wewnętrznym utrudniało realizację tej strategii, ponieważ osobniki żeńskie aby owocować wymagają obecności w stosunkowo niedużej odległości osobników męskich. Jest to tak ważny czynnik ograniczający produkcję

nasion, że na plantacjach owocowych tego gatunku od 6 do 12% wysadzanych osobników jest płci męskiej (Li, Schroeder 1996). O takim ograniczeniu ekspansji mogą świadczyć dwie przesłanki. W trakcie badań terenowych stwierdzono tylko nieliczne przypadki występowania wokół starszych kęp żeńskich młodszych satelitarnych kęp, które mogłyby pochodzić z nasion wytworzonych już na zwałowisku wewnętrznym. Tymczasem takie sytuacje były relatywnie częstsze na zwałowisku zewnętrznym, gdzie w badaniach stwierdzono większe zagęszczenie kęp (Bolibok et al. 2009). Druga przesłanka związana jest z obserwowaną frekwencją kęp w różnych klasach wielkości (ryc. 5). Istnieje silny związek pomiędzy średnicą kępy rokitnika a jej wiekiem (Bolibok et al. 2009). Liczba kęp w czterech największych klasach wielkości (najstarszych) jest bardzo zbliżona, potem łagodnie zaczyna rosnąć i dopiero gwałtownie wzrasta w najmniejszej klasie wielkości (osobniki najmłodsze). Może to sugerować, że badania na zwałowisku wewnętrznym przeprowadzono w okresie rozpoczynającego się wzrostu znaczenia wtórnych źródeł nasion w kolonizacji tego terenu.

Opinia o dominującej roli ptaków w rozsiewie rokitnika jest przytaczana w wielu opisach ekologii tego gatunku (Pearson, Rogers 1962; Ranwell 1972; Lu et al. 2006). Z tego powodu interpretacja obserwowanego przestrzennego zróżnicowania zagęszczenia kęp rokitnika powinna być dokonywana przede wszystkim w nawiązaniu do opisywanych w literaturze zachowań ptaków odżywiających się owocami.

Średnie zagęszczenie kęp na zwałowisku wewnętrznym (1,37 szt./ha) kolonizowanym ze źródeł nasion położonych co najmniej 600 metrów od powierzchni badawczej było ponad dwukrotnie mniejsze niż zagęszczenie stwierdzone przez Boliboka i in. (2009) podczas badań na wierzchowinie zwałowiska zewnętrznego (3,2 szt./ha), która była kolonizowana prawdopodobnie głównie przez nasiona docierające z kęp położonych w odległości nie mniejszej niż 250 metrów. Ujemnie wykładniczy spadek zagęszczenia odnowień wraz ze wzrostem odległości od potencjalnego źródła nasion jest dobrze udokumentowany w publikacjach analizujących ornitochorię (Willson 1993; Alcántara et al. 2000), jednakże jest to tylko ogólny trend, a w praktyce zagęszczenie roznoszonych nasion może być dość zmienne w tej samej odległości od źródła nasion i silnie związane z przestrzennym zróżnicowaniem krajobrazu (Haas 1995; Kollmann, Schneider 1999) i roślinności (McDonnell, Stiles 1983; McDonnell 1986; Malmberg, Willson 1988). Zróżnicowanie zagęszczenia kęp rokitnika w różnych fragmentach zwałowiska wewnętrznego (ryc. 2) jest zgodne z takimi obserwacjami. Szczególnie duże zagęszczenie kęp rokitnika w rowach na zwałowisku koresponduje z danymi opisującymi wpływ rowów na przemieszczanie się ptaków w krajobrazie (Arnold 1983; MacDonald, Johnson 1995; Parish et al. 1995; Hinsley, Bellamy 2000). Duża część tych publikacji wskazuje na dodatni wpływ obecności rowów na „przyciągającą” rolę innych struktur (np. żywoplotów), ale niektóre publikacje wprost wskazują, że rowy (Arnold 1983) lub strumienie (Bartuszevige, Gorchov 2006) mogą

być atrakcyjniejszym miejscem przebywania ptaków niż otwarte (polne) przestrzenie.

Skrajnie niekorzystnym środowiskiem do kolonizacji rokitnika okazały się tereny zalesione, które w okresie badań znajdowały się na wczesnych etapach rozwoju (uprawy i młodniki). Obecność drzew lub innych wzniesionych przedmiotów przyciąga ptaki i zwiększa wokół nich opad nasion (McClanahan, Wolfe 1993; Robinson, Handel 1993, 2000), ponieważ ptaki preferują wyższe „grzędy” (McDonnell 1986; Robinson, Handel 1993; Kollmann 2000) i z reguły unikają zalesień znajdujących się na etapie uprawy. Również zalesienia w fazie młodnika, mimo że wyższe, są mało atrakcyjne dla ptaków owocożernych, które zwykle unikają zwartych fragmentów lasu i koncentrują się na jego brzegach lub w obrębie luk wewnątrz drzewostanów (Thompson, Willson 1978; Malmberg, Willson 1988).

Zmienność zagęszczenia kęp rokitnika w zalesieniach powstałych w różnych latach (ryc. 4) nie wskazuje, by z czasem przybywało w nich nowych kęp rokitnika. Wynik ten może sugerować, że teren zalesiony jest dostępny dla ekspansji generatywnej rokitnika tylko przez pewien, krótki okres na początku istnienia zalesienia. Związane jest to prawdopodobnie z dużą światłoządnością siewek tego gatunku, nietolerujących ocienienia (Pearson, Rogers 1962). Czynnikiem dostępności światła może odpowiadać za większe niż średnie, potwierdzone statystycznie, zagęszczenie kęp rokitnika na terenach otwartych (ryc. 2). W okresie badań występowała tam roślinność zielna o zróżnicowanym zagęszczeniu, ale zdecydowanie mniej bujna niż na polach osadowych, na których obserwowano mniejsze zagęszczenie kęp. Dodatkowym czynnikiem ograniczającym kolonizację zalesień przez rozsiew może być duży udział w nich sosny. Kwaśna ściółka wytwarzana przez ten gatunek modyfikuje pH wierzchniej warstwy gleby w kierunku niekorzystnym dla rokitnika (Bolibok et al. 2008).

Porównanie zagęszczenia kęp rokitnika na zalesionych terenach zwałowiska, różniących się składem granulometrycznym podłoża (ryc. 3), wskazuje, że również inne czynniki niezwiązane z rozsiewem mają wpływ na sukces kolonizacji terenu przez rokitnika. Chociaż na terenach zalesionych średnie zagęszczenie kęp jest małe, to szczególnie niskie było na obszarach zalegania piasków luźnych i luźnych pylastych, utworów o potencjalnie najmniejszej żyzności i pojemności wodnej spośród utworów występujących na zalesionym terenie. Prawdopodobnie taki rodzaj podłoża stwarzał najmniej korzystne warunki do wzrostu siewek rokitnika.

Topografia terenu może potencjalnie wpływać na przebieg sukcesji na terenach zdegradowanych (McChesney et al. 1995; Bell et al. 1997; Wali 1999; Martínez-Ruiz, Marrs 2007). Wystawa zbocza potencjalnie może modyfikować warunki kiełkowania i wzrostu roślin w związku z różnicami w insolacji (Bolibok et al. 2015), istotnymi zwłaszcza w przypadku bardzo światłoządnego rokitnika (Li, Schroeder 1996). Mimo że w innych badaniach (Bolibok et al. 2009) stwierdzono, że rozrastające się kępy rokitnika modyfikują swoją architekturę w zależności od kierunku geograficznego,

to jednak obecne badania nie wykazały, aby wystawa zbożowa miała istotny wpływ na zagęszczenie kęp rokitnika.

## Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

## Źródło finansowania badań

Badania własne.

## Literatura

- Alcántara J.M., Rey P.J., Valera F., Sánchez-Lafuente A.M. 2000. Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. *Ecology* 81: 1937–1950. DOI 10.2307/177283.
- Arnold G.W. 1983. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20: 731–750. DOI 10.2307/2403123.
- Bartuszevige A.M., Gorchov D.L. 2006. Avian Seed Dispersal of an Invasive Shrub. *Biological Invasions* 8: 1013–1022. DOI 10.1007/s10530-005-3634-2.
- Bell S.S., Fonseca M.S., Motten L.B. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* 5: 318–323. DOI 10.1046/j.1526-100X.1997.00545.x.
- Bolibok L., Brach M., Szeligowski H., Orzechowski M. 2015. Wpływ wysokości otaczającego drzewostanu, wystawy i pochylenia terenu na mikroklimat radiacyjny na gnieździe - wyniki modelowania. *Sylwan* 159: 813–823.
- Bolibok L., Kowalczyk M., Drozdowski S. 2009. Ocena wegetatywnej i generatywnej ekspansji rokitnika (*Hippophaë rhamnoides* L.) na zwałowisku zewnętrznym Kopalni Węgla Brunatnego Bełchatów pod kątem wykorzystania w procesie rekultywacji drogą sukcesji kierowanej. *Sylwan* 153: 203–216.
- Bolibok L., Kowalczyk M., Szeligowski H. 2008. The influence of substratum pH level on growth of sea buckthorn [*Hippophaë rhamnoides* L.] of the external spoil bank of the Bełchatow Brown Coal Mine. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 07: 5–12.
- Brunet J., Von Oheimb G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429–438. DOI 10.1046/j.1365-2745.1998.00269.x.
- Cain M.L., Milligan B.G., Strand A.E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87: 1217–1227. DOI 10.2307/2656714.
- Dzwonko Z., Loster S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19: 195–204. DOI 10.2307/2845505.
- Greszta J., Morawski S. 1972. Rekultywacja nieużytków przemysłowych. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 264 s.
- Haas C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9: 845–854. DOI 10.1046/j.1523-1739.1995.09040845.x.
- Hewitt N., Kellman M. 2002. Tree seed dispersal among forest fragments: I. Conifer plantations as seed traps. *Journal of Biogeography* 29: 337–349. DOI 10.1046/j.1365-2699.2002.00678.x/full.
- Hinsley S., Bellamy P. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60: 33–49. DOI 10.1006/jema.2000.0360.
- Ivlev V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven.
- Kapuściński R. 1978. Rokitnik zwyczajny *Hippophaë rhamnoides* L. na polskim wybrzeżu Bałtyku. Cz. 1. Zasięg występowania i ogólna charakterystyka wymagań ekologicznych. *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Leśnych* 46.
- Kluczyński B. 1979. Suitability of selected tree and shrub species for the reclamation of ash wastes from power stations. *Arboretum Kórnickie* 24: 217–282.
- Kollmann J. 2000. Dispersal of fleshy-fruited species: a matter of spatial scale? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 29–51. DOI 10.1078/1433-8319-00003.
- Kollmann J., Schneider B. 1999. Landscape structure and diversity of fleshy-fruited species at forest edges. *Plant Ecology* 144: 37–48. DOI 10.1023/A:1009880506495.
- Kornaś J. 1977. Zespoły wydm nadmorskich i śródlądowych, in: W. Szafer, K. Zarzycki (eds.), Szata Roślinna Polski. PWN, Warszawa, 297–309.
- Krzaklewski W. 1978. Wytyczne 1/78 biologicznej rekultywacji zwałowiska zewnętrznego Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”. Maszynopis archiwum Katedry Kształtowania i Ochrony Środowiska AGH, Kraków.
- Krzaklewski W. 2000. Projekt techniczny rekultywacji szczegółowej wierzchowiny zwałowiska wewnętrznego. Geo-Lab Sp. z o.o., Kraków.
- Krzaklewski W., Wójcki J., Pająk M., Koziół K., Jabłoński M. 2000. Mapa lokalizacji odkrywek glebowych i wyróżnionych gatunków gleb. LBR Geo-Lab Sp. z o.o., Kraków.
- Levey D.J., Tewksbury J.J., Bolker B.M. 2008. Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Journal of Ecology* 96: 599–608. DOI 10.1111/j.1365-2745.2008.01401.x.
- Li T.S., Schroeder W.R. 1996. Sea buckthorn (*Hippophaë rhamnoides* L.): a multipurpose plant. *HortTechnology* 6: 370–380.
- Lu X., Sun K., Ma R., Zhang H., Su X., Wang M. 2006. Fruits foraging patterns and seed dispersal effect of frugivorous birds on *Hippophaë rhamnoides sinensis*. *Frontiers of Biology in China* 1: 318–322. DOI 10.1007/s11515-006-0040-9.
- MacDonald D.W., Johnson P.J. 1995. The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology* 32: 492–505. DOI 10.2307/2404647.
- Malmberg P.K., Willson M.F. 1988. Foraging ecology of avian frugivores and some consequences for seed dispersal in an Illinois woodlot. *Condor*: 173–186. DOI 10.2307/1368446.
- Martínez-Ruiz C., Marrs R.H. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 10: 333–342. DOI 10.1658/1402-2001(2007)10[333:SFASCO]2.0.CO;2.
- Matlack G.R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in Eastern North America. *Ecology* 75: 1491–1502. DOI 10.2307/1937472.
- McChesney C.J., Koch J.M., Bell D.T. 1995. Jarrah forest restoration in Western Australia: Canopy and Topographic Effects. *Restoration Ecology* 3: 105–110. DOI 10.1111/j.1526-100X.1995.tb00083.x.
- McClanahan T.R., Wolfe R.W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7: 279–288. DOI 10.1046/j.1523-1739.1993.07020279.x.

- McDonnell M.J. 1986. Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113: 6–11. DOI 10.2307/2996227.
- McDonnell M.J., Stiles E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109–116. DOI 10.1007/BF00378225.
- Nathan R., Perry G., Cronin J.T., Strand A.E., Cain M.L. 2003. Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos* 103: 261–273. DOI 10.1034/j.1600-0706.2003.12146.x.
- Neu C.W., Byers C.R., Peek J.M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541–545. DOI 10.2307/3800887.
- Parish T., Lakhani K.H., Sparks T.H. 1995. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species. *Journal of Applied Ecology* 32, 362. DOI 10.2307/2405102.
- Pearson M.C., Rogers J.A. 1962. *Hippophaë rhamnoides* L. *Journal of Ecology* 501–513. DOI 10.2307/2257460.
- Ranwell D.S. 1972. The management of sea buckthorn (*Hippophaë rhamnoides* L.) on selected sites in Great Britain. Norwich, Nature Conservancy, 55 pp.
- Robinson G.R., Handel S.N. 1993. Forest restoration on a closed land-fill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology* 7: 271–278. DOI 10.1046/j.1523-1739.1993.07020271.x.
- Robinson G.R., Handel S.N. 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Applications* 10: 174–188. DOI 10.1890/1051-0761(2000)010[0174:DSPORD]2.0.CO;2.
- Surminski J. 2008. Występowanie i właściwości rokitnika zwyczajnego [*Hippophaë rhamnoides* L.]. *Sylvan* 152(4): 68–74.
- Thompson J.N., Willson M.F. 1978. Disturbance and the Dispersal of Fleshy Fruits. *Science* 200: 1161–1163. DOI 10.1126/science.200.4346.1161.
- Wali M.K. 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213: 195–220. DOI 10.1023/A:1004475206351.
- Willson M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio* 107–108: 261–280. DOI 10.1007/BF00052229.
- Zalewska Z. 1955. Rokitnik zwyczajny (*Hippophaë rhamnoides* L.). *Rocznik Dendrologiczny* 10: 353–376.

### Wkład autorów

LB, MK – koncepcja pracy i opracowanie metodyki, prace terenowe, opracowanie i analiza danych; LB, MK, SM – przegląd literatury, przygotowanie maszynopisu; LB, SM – redagowanie, korekta i koordynacja.