

Drobne gryzonie ubogich i żyznych siedlisk leśnych Roztoczańskiego Parku Narodowego

Small rodents of poor and fertile forest habitats in Roztocze National Park, Poland

Zbigniew Borowski^{1*} , Przemysław Stachyra²

¹Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn;

²Roztoczański Park Narodowy, ul. Plażowa 2, 22-470 Zwierzyniec

*e-mail: Z.Borowski@ibles.waw.pl

Abstract. Small mammals, particularly rodents, play a crucial role in forest ecosystems as primary prey for predators, consumers of plants, fungi, and invertebrates, and as vectors for seed and spore dispersal. According to the habitat heterogeneity hypothesis, greater habitat diversity typically leads to increased species richness. However, the mechanisms linking forest productivity and small mammal community structure remain insufficiently understood, especially in protected areas where biodiversity conservation is a priority. This study aimed to assess the species composition and population dynamics of small rodents in two contrasting forest habitats - nutrient-poor pine forests and nutrient-rich mixed deciduous forests in Roztocze National Park, Poland. Rodent trapping was conducted in 2024 and 2025 using the capture-mark-recapture (CMR) method on eight permanent plots (four per habitat type), each 0.25 ha, during early summer and autumn. Results revealed a stark contrast between habitats. In mixed forests, the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) dominated, with densities reaching up to 78 ind./ha in 2025, while the bank vole (*Myodes glareolus*) was dominant but much less abundant in pine forests (maximum 0.75 ind./ha). Seasonal and interannual fluctuations were observed, with a significant increase in mouse numbers following a mast year for oaks. Analyses of reproductive rates and body mass revealed that males were heavier than females; however, no significant seasonal or annual differences in body mass were found. The findings highlight that habitat productivity has a strong influence on both the abundance and species composition of small rodents. Fertile mixed forests support higher densities and diversity, providing richer food resources for predators, while poor pine forests offer limited resources and lower rodent densities.

Słowa kluczowe: drobne gryzonie, nornica ruda, mysz wielkooka leśna, produktywność siedlisk leśnych, żyzność siedlisk leśnych, ekosystem leśny

Keywords: small rodents, bank vole, yellow-necked mouse, forest productivity, forest richness, forest ecosystem

1. Wstęp

Drobne ssaki mają kluczowe znaczenie dla ekosystemów leśnych, ponieważ stanowią podstawowy pokarm dla wielu różnych gatunków drapieżników (Krebs, Myers 1974; Hörnfeldt i in. 1990), żywią się roślinami, porostami, grzybami i bezkręgowcami (Ericson 1977; Gębczyńska 1983; Hansson 1988). Są także ważnym wektorem przenoszenia zarodników grzybów oraz nasion drzew (Llanos-Guerrero i in. 2024; She i in. 2024).

Rozmieszczenie drobnych ssaków w przestrzeni jest nieprzypadkowe, wynika bowiem z indywidualnego wyboru odpowiednich siedlisk i zależy w dużej mierze (poza zasięgiem geograficznym populacji) od rozmieszczenia zasobów pokarmowych oraz liczebności osobników tego samego gatunku i gatunków konkurencyjnych oraz poziomu drapieżnictwa (Krebs 2013).

Zgodnie z hipotezą heterogeniczności, zróżnicowanie siedliskowe zazwyczaj prowadzi do wzrostu różnorodności gatunkowej

(Macarthur, Macarthur 1961). Hipoteza ta znalazła potwierdzenie w badaniach zarówno środowisk sukcesyjnych (Bollinger 1995), jak i zaburzonych (Krojerová-Prokešová i in. 2016), a także środowisk usytuowanych wzdłuż gradientów szerokości geograficznej (Willig i in. 2003), wysokości (Finch 1989) i wilgotności (Daniels i in. 1992). Na przykład, obecność niewielkich zrębów w zwartych lasach Europy Środkowej może mieć znaczenie dla utrzymania wysokiej różnorodności w społecznościach drobnych ssaków (Krojerová-Prokešová i in. 2016). Liczebność populacji tych zwierząt zmienia się w czasie i przestrzeni w wyniku oddziaływania szerokiego zakresu czynników biotycznych i abiotycznych. W szczególności sezonowe i wieloletnie zmiany liczebności populacji mogą być spowodowane czynnikami środowiskowymi, biotycznymi oraz wewnętrznymi (Krebs 2013).

Dlatego też, rozważania nad wpływem czynników powiązanych z produktywnością środowisk, takich jak tempo wzrostu drzew i obieg składników odżywczych, na różnorodność biologiczną

Wpłynęło: 14.11.2025 r., recenzowano: 17.11.2025 r., zaakceptowano: 21.11.2025 r., opublikowano: 02.12.2025 r.

ną drobnych ssaków, stały się kluczowym obszarem badań ze względu na ich znaczenie dla funkcjonowania ekosystemów i ochrony różnorodności biologicznej (Coomes i in. 2009). W ostatnich dziesięcioleciach prace te skupiały się na analizie lokalnych wzorców różnorodności gatunkowej w odniesieniu do typów lasów (Ecke i in. 2002), wzrostu lasu, zmian klimatu i dynamiki populacji drobnych ssaków (Lupone i in. 2024; Dri i in. 2025). Jednakże, pomimo szeroko zakrojonych badań, konkretne mechanizmy łączące tempo wzrostu drzew i dostępność składników odżywczych ze strukturą zgrupowań drobnych ssaków, wciąż pozostają niezbadane (Ecke i in. 2002; Coomes i in. 2009). Podczas gdy niektóre prace wskazują na pozytywny liniowy związek między produktywnością a bogactwem gatunkowym i liczebnością drobnych ssaków (Ramírez-Bautista, Williams 2019), inne sugerują bardziej złożone wzorce, zwłaszcza w przypadku różnych taksonów lub systemów gospodarki leśnej (Hämäläinen i in. 2018; Khamila i in. 2023). Kontrowersje dotyczą również roli heterogeniczności siedlisk i zmian w dostępności zasobów, takich jak obfite owocowanie, w modulowaniu tych związków (Llanos-Guerrero i in. 2024; Mittelman i in. 2024). Niestety, brak zgody co do wiodących mechanizmów odpowiedzialnych za zróżnicowanie gatunkowe oraz niewielka integracja danych wieloskalowych i wielogatunkowych, ograniczają skuteczność strategii zarządzania lasami w celu ich ochrony w kontekście drobnych ssaków (She i in. 2024). W rezultacie nadal istnieją luki w powiązaniu czynników wpływających na produktywność lasów z reakcjami drobnych ssaków na poziomie demograficznym i społecznościowym, co może osłabiać kształtowanie odporności ekosystemów i świadczenie usług ekosystemowych (Lupone i in. 2024; Dri i in. 2025).

W związku z tym, szczególnie istotne znaczenie ma poznanie rozmieszczenia, struktury gatunkowej i liczebności populacji drobnych ssaków żyjących na terenach chronionych, w tym w parkach narodowych. Wydaje się, że należałoby się spodziewać tam występowania największej różnorodności gatunkowej tych zwierząt, przy naturalnym lub zaburzonym tylko w niewielkim stopniu, układzie ich zgrupowań. Dodatkowo, jednym z podstawowych celów parków narodowych jest zachowanie różnorodności biologicznej, przywrócenie właściwego stanu zasobów i składników przyrody oraz odtworzenie zniekształconych siedlisk przyrodniczych, miejsc występowania roślin i zwierząt. Kluczem do tego jest poznanie składowych różnorodności biologicznej, w tym przypadku, różnorodności zgrupowania drobnych ssaków Roztoczańskiego Parku Narodowego (RPN).

Na terenie RPN badania nad fauną drobnych ssaków ostatnio prowadzone były pod koniec lat 80-tych i na początku 90-tych dwudziestego wieku, czyli ponad 30 lat temu (Ziomek 1998a; 1998b). Od tego czasu zmieniło się jednak wiele parametrów środowiska, w tym klimat oraz zintensyfikował się wpływ antropopresji i urbanizacji na RPN i jego otulinę, co mogło mieć wpływ na żyjące na terenie RPN populacje zwierząt, w tym drobnych ssaków. Dlatego, niezmiernie ważne dla ochrony przyrody i wiedzy dotyczącej różnorodności biologicznej RPN jest powtórzenie badań nad fauną drobnych ssaków. Zestawienie skład gatunkowego zgrupowania drobnych ssaków z rodzajem środowiska i dynamiką ich liczebności pozwoli na świadome podejmowanie decyzji zarządczych

w zakresie utrzymania i/lub ochrony różnorodności biologicznej fauny drobnych ssaków RPN.

Celem przeprowadzonych badań było określenie składu gatunkowego zgrupowań drobnych gryzoni oraz dynamiki liczebności tych zwierząt w dwóch skonstrastowanych pod względem żyzności siedliskach RPN.

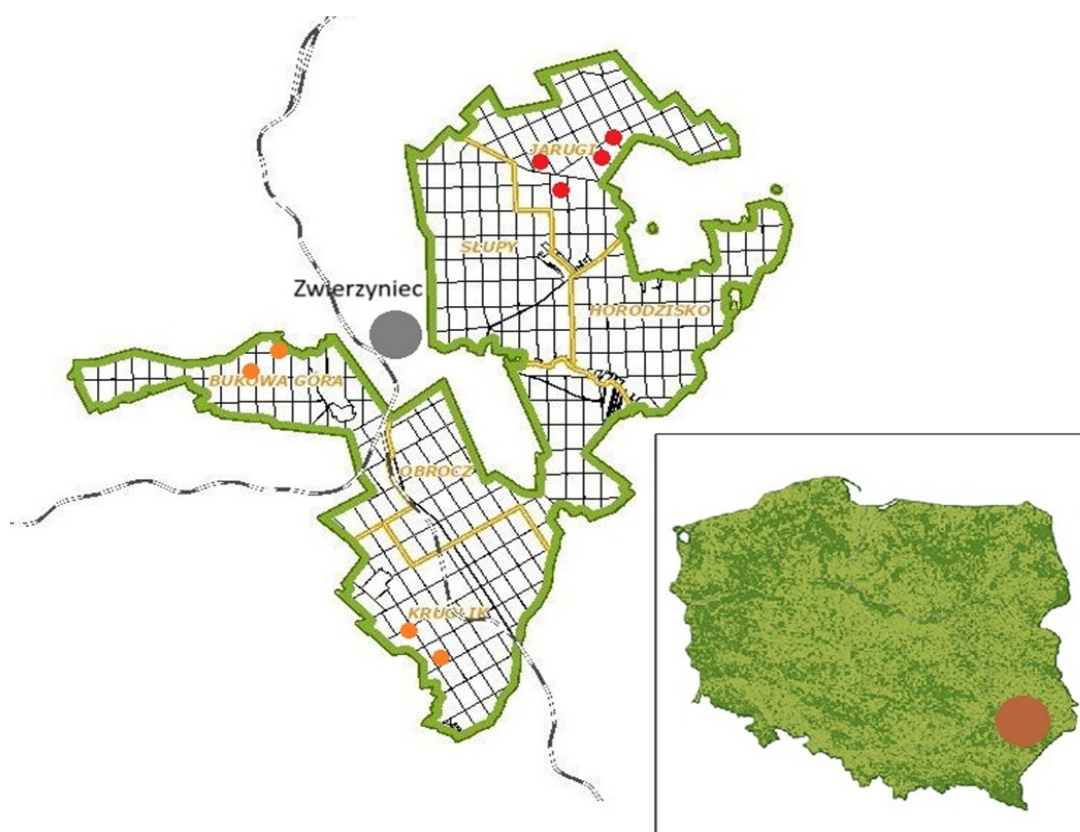
2. Teren badań

Roztoczański Park Narodowy (ryc. 1) położony jest w środkowo-wschodniej części Polski (50°31' – 50°40'; N 22°53' – 23°07' E) i zajmuje obszar 8483 ha. Lasy są tutaj dominującym typem ekosystemu – 8102 ha (95,5%). Na terenie Parku strefy ochrony ścisłej obejmują 1029,22 ha (12,1%), a strefy ochrony czynnej 7241,13 ha (85,4%), natomiast 212,48 ha pozostaje w strefie ochrony krajobrazowej (2,5%). Najbardziej zbliżone do naturalnych zbiorowisk są te, w których występują drzewostany z przewagą buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica* L.), jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) i grabu pospolitego (*Carpinus betulus* L.). Duże obszary Parku zajmują także siedliska przekształcone, głównie z dominującą sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris* L.) (Tittenbrun 2013). Najczęstszymi typami gleb w Roztoczańskim PN są rędziny, gleby bielcowe i rdzawe (Maciejewski, Szwagrzyk 2011). Wyżyna Roztoczańska jest uważana za klimatyczną granicę między klimatem morskim (atlantyckim) i kontynentalnym (Szafer 1977). Klimat cechuje się ciepłymi, suchymi latami i mroźnymi zimami, średnią roczną temperaturą powietrza 7,9°C (lata 2007–2017). Najzimniejszym miesiącem jest styczeń (średnio –2,7°C), a najcieplejszym lipiec (średnio 19,0°C). Średnie roczne opady wynoszą 736 mm (<http://roztoczanski.pn.pl/>), a sezon wegetacyjny trwa zwykle 216 dni. Pokrywa śnieżna utrzymuje się przez dwa i pół miesiąca. Ekosystemy nieleśne obejmują 166,10 ha, stanowiąc 2% powierzchni pozostającej w wieczystym użytkowaniu Parku.

Wśród kręgowców stwierdzonych na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego odnotowano dotąd 342 gatunki, co stanowi 51% fauny krajowej. W podziale na poszczególne gromady, liczba gatunków i udział procentowy przedstawiają się następująco: kręgowce bezszczętkowe Petromyzontida 1 gat. – 20%, promieniopłetwe Actinopterygii 30 gat. – 34%, płazy Amphibia 15 gat. – 74%, gady Reptilia 9 gat. – 80%, ptaki Aves 227 gat. – 50% i ssaki Mammalia 60 gat. – 60% (Stachyra i in. 2015). Fauna drobnych ssaków jest stosunkowo słabo rozpoznana, jedyne badania w tym zakresie dotyczą prowadzone były w RPN ponad 30 lat temu, z których wynika, że gatunkami drobnych ssaków dominującymi w ekosystemach leśnych RPN były nornica ruda (*Myodes glareolus*) i mysz wielkooka leśna (*Apodemus flavicollis*) (Ziomek 1998a).

3. Metodyka

Badania składu gatunkowego zgrupowania drobnych gryzoni oraz dynamiki liczebności ich populacji przeprowadzono w dwóch silnie skonstrastowanych pod względem żyzności, składów gatunkowych drzewostanów oraz struktury pionowej, siedliskach leśnych występujących w RPN: borze świeżym (Bśw) (ryc. 2) i lesie wyżywnym świeżym (Lwyżśw) (ryc. 3). Odłowy prowadzono



Rycina 1. Lokalizacja miejsc odłowu drobnych gryzoni na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego, kolorem czerwonym zaznaczone są powierzchnie na siedliskach lasowych, a kolorem pomarańczowym na siedliskach borowych
Figure 1. Location of small rodent trapping sites in Roztocze National Park, with forest habitats marked in red and coniferous habitats marked in orange



Rycina 2. Powierzchnia odłowna na siedlisku boru świeżego (fot. Z. Borowski)
Figure 2. Trapping plot in the pine forest habitat (photo Z. Borowski)



Rycina 3. Powierzchnia odłowna na siedlisku lasu wyżynnego świeżego (fot. Z. Borowski)
Figure 3. Trapping plot in the fresh upland forest habitat (photo Z. Borowski)

w dwóch sezonach w obrębie roku, na rozpoczęcie (czerwiec) i zakończenie (październik) sezonu rozrodczego, w latach 2024 i 2025. Pozwoliło to na prześledzenie sezonowej dynamiki liczebności tych zwierząt oraz zmienności pomiędzy latami. Dominującymi gatunkami drzew były, na Bśw – sosna zwyczajna, a na Lwyżśw – buk zwyczajny, jodła pospolita i dąb szypułkowy (*Quercus robur*).

Prace analizujące strukturę i liczebności zespołów drobnych gryzoni przeprowadzono metodą CMR (złap, zaznacz i wypuść), czyli odłowów znakowanych osobników, na 8 stałych powierzchniach odłownych (po cztery powierzchnie na siedlisko). Odłowy prowadzono na powierzchniach o wymiarach 50 m na 50 m (0,25 ha), na których w siatce kwadratów rozstawionych było po 36 żywołownych pułapek drewnianych w odstępach 10 m jedna od drugiej. Odległość powierzchni odłownych w obrębie tego samego typu siedliskowego lasu wahała się od 500 m do 3 km i była wystarczająca by uniemożliwić transfer osobników pomiędzy powierzchniami (Stradiotto i in. 2009).

Dla ograniczenia zmienności w składzie gatunkowym i liczebności drobnych gryzoni związanej z wiekiem drzewostanów, do badań wybrano wyłącznie starodrzewie w wieku powyżej 120 lat (Wołk, Wołk 1982). Odłowy prowadzono przez pięć kolejnych dni, przynętę stanowiło ziarno owsa, jabłko i marchew, a pułapki kontrolowano dwa razy dziennie: rano ok godz. 8:00 i wieczorem ok godz. 18:00 (Conard i in. 2008). W trakcie każdej kontroli notowano następujące informacje: lokalizację (nazwę powierzchni odłownej), miejsce złowienia osobnika na powierzchni (zastosowano następujący system: numer rzędu i numer pułapki w rzędzie), gatunek złowionego ssaka, numer osobnika (przy pierwszym złowieniu osobniki znakowane były indywidualnie), płeć i aktywność płciową (osobnik aktywny vs osobnik nieaktywny płciowo), wiek (młody, dorosły) i masę ciała (podawaną w gramach z dokładnością do 0,5 g). Odłowione osobniki były po pomiarach wypuszczane w miejscu złowienia. W ten sposób unikano powtórnego liczenia odłowionych wcześniej zwierząt. Liczebność populacji określano w oparciu o minimalną liczbę złowionych osobników (Minimum Number of Alive) (Krebs 2014; Bright Ross i in. 2022).

Wszystkie analizy statystyczne zostały wykonane w programie Statistica 13 (TIBCO Software Inc. 2024).



Rycina 4. Mysz wielkooka leśna (*Apodemus flavicollis*) (fot. K. Zub)

Figure 4. Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) (photo K. Zub)

4. Wyniki

Na czterech stałych powierzchniach odłownych usytuowanych na siedlisku lasowym w 2024 roku odłowiono łącznie 23 gryzonie (1 latem i 22 jesienią). W kolejnym 2025 roku odłowiono 139 osobników (66 latem i 73 jesienią). Znacznie uboższe pod względem liczebności drobnych gryzoni okazało się siedlisko borowe, na którym w 2024 roku odłowiono latem dwa gryzonie, a w kolejnym 2025 roku sześć gryzoni (2 latem i 4 jesienią). Wszystkie odłowione osobniki należały do 3 gatunków (mysz wielkooka leśna (ryc. 4), mysz zaroślowa i normica ruda (ryc. 5) reprezentujących dwie rodziny: Chomikowate (Cricetidae) i Myszowate (Muridae). Przy czym, na siedlisku lasowym dominowała mysz wielkooka leśna, a na siedlisku borowym normica ruda (ryc. 6). Strukturę gatunkową drobnych gryzoni odłowionych w poszczególnych typach siedliskowych lasu przedstawia tabela 1.

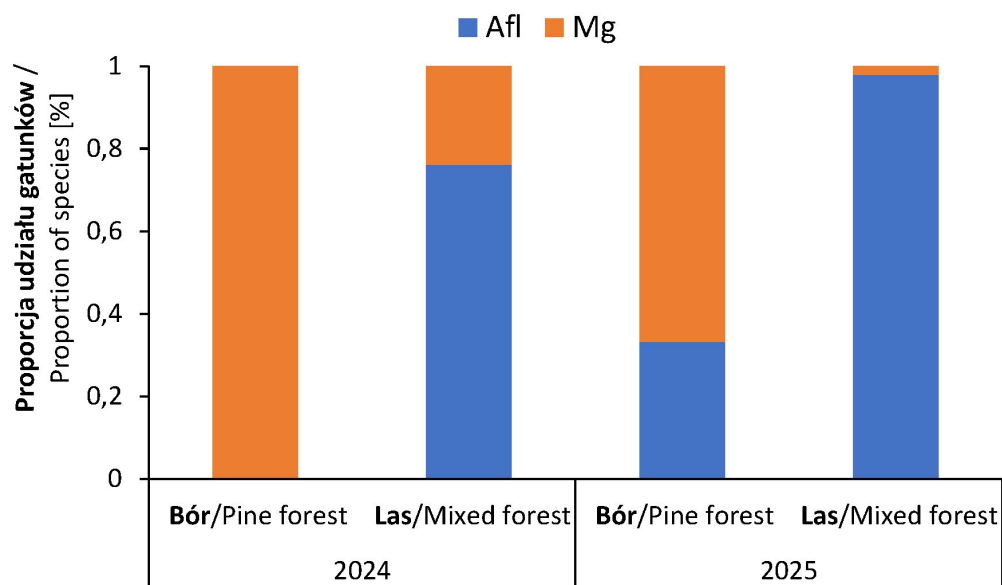
Otrzymane wyniki odpowiadają w przybliżeniu następującemu jesieniemu zagęszczeniu gryzoni: 18 myszy i 4 normice na hektar lasu w 2024 roku oraz 78 myszy na hektar lasu w 2025 roku. Z kolei zagęszczenie wiosenne wynosi odpowiednio 1 normicę na hektar lasu w 2024 roku oraz 3 normice i 68 myszy na hektar lasu w roku 2025. Zaobserwowano wyraźne różnice w liczebności dwóch gatunków gryzoni, zdecydowanie liczniejsze okazały się myszy wielkookie leśne niż normice rude (GLM, $F=62,30$, $p<0,0001$). Ponadto, w drugim roku badań (2025) stwierdzono obecność większej liczby osobników myszy leśnej niż w roku poprzednim (GLM, $F=45,26$, $p<0,0001$). Podobnie, znacznie więcej gryzoni łowiło się na żyzniejszym siedlisku lasowym, niż uboższym borowym (GLM, $F=72,74$, $p<0,0001$). Zmiany liczebności pomiędzy latami i sezonami badań obserwowane na siedliskach borowych i lasowych RPN dobrze ilustruje rycina 7.

Jako współczynnik rozrodu w populacji gryzoni zastosowano proporcję rozmnażających się samic w stosunku do wszystkich dorosłych samic obecnych na powierzchniach (Krebs 2014). Z uwagi na niską liczebność dwóch pozostałych gatunków gryzoni (normicy rudej i myszy zaroślowej) rozrodczość w populacji gryzoni przeanalizowano wyłącznie dla myszy wielkookiej leśnej w dwóch latach badań 2024 i 2025. W pierwszym roku badań (2024), pomimo niższych liczebności, współczynnik rozrodu w populacji myszy



Rycina 5. Normica ruda (*Myodes glareolus*) (fot. K. Zub)

Figure 5. Bank vole (*Myodes glareolus*) (photo. K. Zub)



Rycina 6. Proporcja dwóch gatunków gryzoni: myszy wielkookiej leśnej (*Apodemus flavicollis*) (Afl) i nornicy rudej (*Myodes glareolus*) (Mg) odławianych na siedlisku boru świeżego i lasu wyżynnego świeżego w Roztoczańskim Parku Narodowym w latach 2024–2025

Figure 6. The proportion of two rodent species: the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) (Afl) and the bank vole (*Myodes glareolus*) (Mg) caught in two habitats: fresh coniferous forest and fresh upland forest in Roztocze National Park in 2024–2025

Tabela 1. Wyniki odłowów żywołownych drobnych ssaków na ośmiu pow. odłownych (0,25 ha każda), czterech usytuowanych na siedliskach borowych i czterech na siedliskach lasowych, latem (czerwiec/lipiec) i jesienią (październik) 2024 i 2025 roku w Roztoczańskim Parku Narodowym

Table 1. Results of live trapping of small mammals in eight trapping areas (0.25 ha each), four located in coniferous habitats and four in mixed forest habitats, during summer (June/July) and autumn (October) in 2024 and 2025, in Roztocze National Park

Gatunki / Species	Powierzchnia 1 Study area 1		Powierzchnia 2 Study area 2		Powierzchnia 3 Study area 3		Powierzchnia 4 Study area 4		Łącznie In total
	lato summer	jesień autumn	lato summer	jesień autumn	lato summer	jesień autumn	lato summer	jesień autumn	
Bór świeży / Pine Forest									
2024									
Mysz wielkooka leśna Yellow-necked mouse	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mysz zaroślowa Wood mouse	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nornica ruda Bank vole	0	0	0	0	2	0	0	0	2
2025									
Mysz wielkooka leśna Yellow-necked mouse	1	1	0	0	0	0	0	0	2
Mysz zaroślowa Wood mouse	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nornica ruda Bank vole	0	0	0	1	1	0	0	2	4
Las mieszany/Mixed Forest									
2024									
Mysz wielkooka leśna Yellow-necked mouse	0	5	0	3	0	7	0	1	16
Mysz zaroślowa Wood mouse	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Nornica ruda Bank vole	0	3	1	0	0	0	0	1	5
2025									
Mysz wielkooka leśna Yellow-necked mouse	18	15	22	17	5	15	18	24	134
Mysz zaroślowa Wood mouse	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Nornica ruda Bank vole	2	0	0	0	0	0	1	0	3

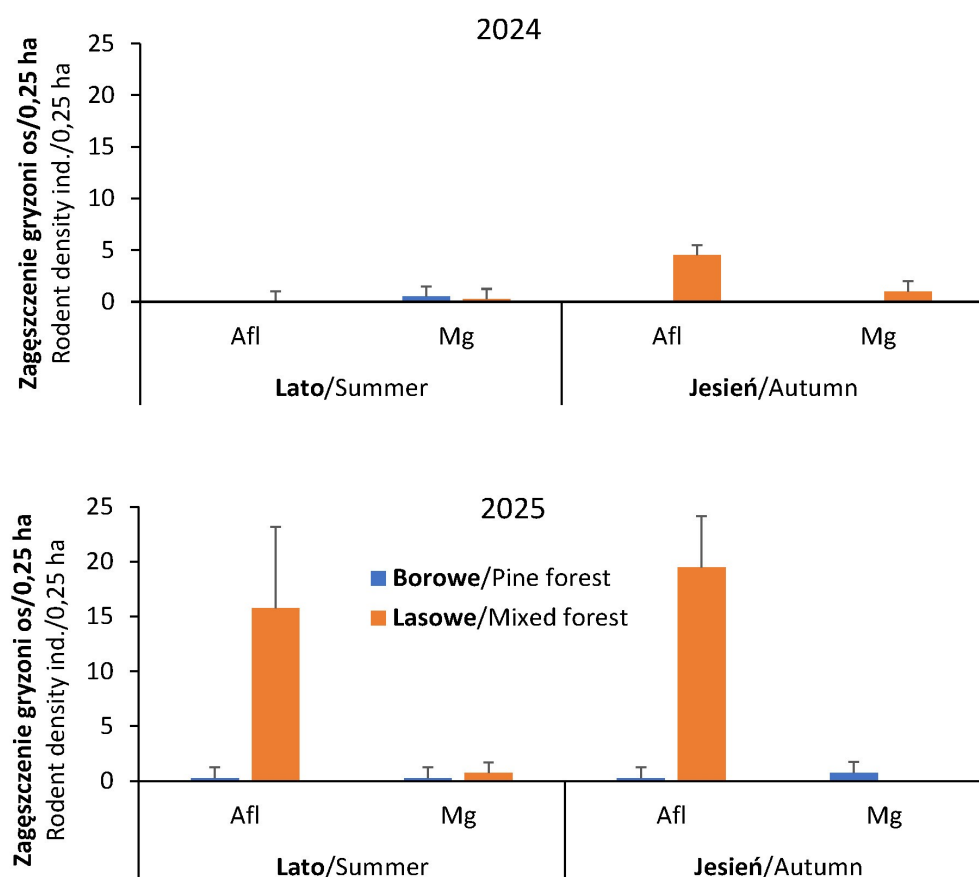
wielkookiej leśnej był dwukrotnie wyższy niż w kolejnym, 2025 roku, co dobrze ilustruje rycina 8 (GLM, $F=18,89$, $p=0,024$).

Z uwagi na możliwy wpływ roku nasiennego dębu na strukturę populacji i kondycję osobników w populacji myszy wielkookiej leśnej, przeanalizowano masę ciała odłowionych osobników w poszczególnych sezonach odłownych, z podziałem na płeć. Masa ciała myszy leśnych zależała jedynie od płci, samce były cięższe od samic (GLM, $F=8,12$, $p=0,005$), natomiast sezon/rok odłowu nie miał wpływu na masę ciała osobników w badanej populacji (GLM, $F=0,05$, $p=0,83$) (ryc. 9).

5. Dyskusja

Omawiane w pracy odłowu drobnych ssaków są pierwszymi od ponad 30 lat badaniami tej grupy zwierząt przeprowadzonymi w Roztoczańskim Parku Narodowym (RPN) i jedynymi z nielicznych analizującymi zgrupowania tych zwierząt w skontrastowanych pod względem żyzności ekosystemach leśnych. W przeciwieństwie do wyników inwentaryzacji drobnych ssaków przeprowadzonej przy użyciu pułapek i stożków odłownych sprzed 30 lat (Ziomek 1998a), w której zgrupowania drobnych gryzoni występujące w siedliskach lasowych zdominowane były przez normice rude, w naszych badaniach były one reprezentowane prawie wyłącznie przez myszy wielkookie leśne. Na siedlisku borowym z kolei dominującym gatunkiem gryzonia była normica ruda, podobnie jak w poprzednich badaniach (Ziomek 1998a).

Porównując liczebności drobnych gryzoni w dwóch skontrastowanych siedliskach leśnych stwierdzono bardzo wyraźnie zarysowaną dysproporcję w ich zagęszczeniach związaną ze zróżnicowaną produktywnością tych siedlisk. Zagęszczenie normic na siedlisku boru świeżego wahało się w zależności od roku od 0,25 os./ha w okresie wczesnego lata do 0,75 os./ha późną jesienią, przy czym poza normicą nie występowały tam prawie żadne inne gatunki gryzoni. Na siedliskach lasowych, zdominowanych przez buki, jodły i dęby, zagęszczenia myszy wielkookiej leśnej w drugim roku badań wahały się od 16 os./ha na początku sezonu rozrodczego do 19 os./ha na zakończenie sezonu (późna jesień). Obserwowana różnica w liczebności, a tym samym biomase drobnych gryzoni, pomiędzy żyznymi siedliskami lasowymi, a ubogimi siedliskami borowymi zgodna jest z ogólnym założeniem teoretycznym, że produktywność ekosystemów leśnych powinna się bezpośrednio przekładać na biomasę żyjących tam zwierząt – w tym drobnych gryzoni (Mittelbach i in. 2001; McCain i in. 2018). Do podobnych wniosków doszli Vanroy i in. (2025) wykazując, że większa złożoność strukturalna lasu, zwłaszcza z większą ilością martwego drewna i dobrze rozwiniętą warstwą roślinności, zwiększa liczebność małych ssaków. Na podstawie zebranych danych wyraźnie widać zarówno sezonowe, jak i związane z latami, zmiany w dynamice liczebności drobnych gryzoni. Jednakże, dynamika ta jest wyraźnie zarysowana jedynie na siedliskach lasowych. W pierwszym roku badań (2024) wczesnym latem zagęszczenia gryzoni były niskie i wzrosły dopiero jesienią, przede wszystkim za sprawą wzrostu

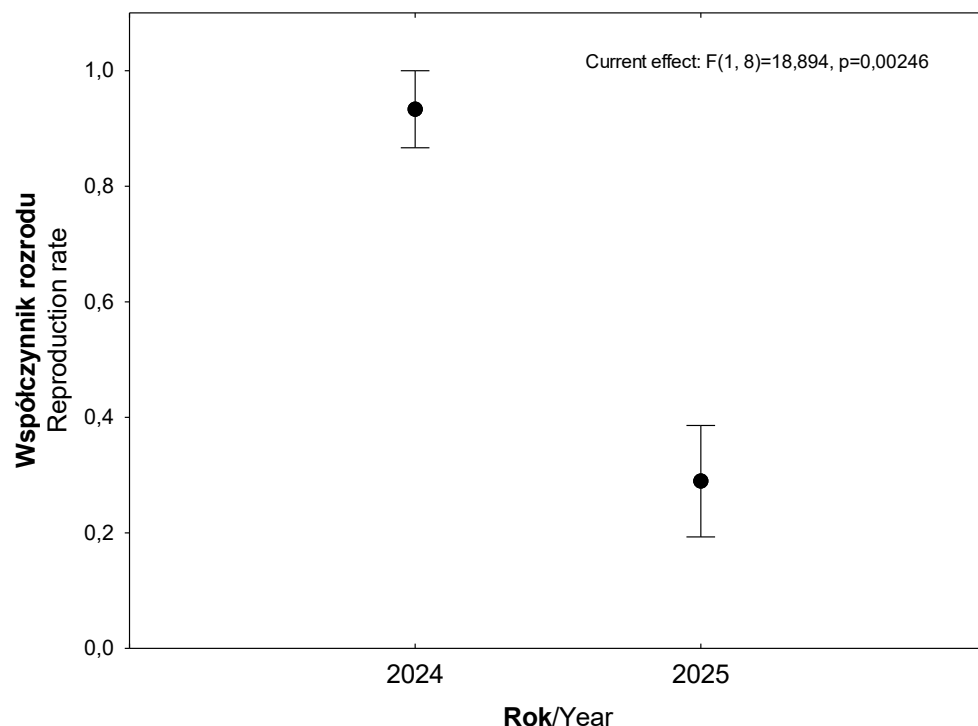


Rycina 7. Średnie zagęszczenie ($\pm$ SD) myszy wielkookiej leśnej (Afl) i normicy rudej (Mg) na początku (lato) i na końcu (jesień) sezonu rozrodczego, na siedliskach borowym i lasowym w latach 2024 i 2025 roku w Roztoczańskim Parku Narodowym
Figure 7. Average density ($\pm$ SD) of the yellow-necked mouse (Afl) and the bank vole (Mg) at the beginning (summer) and end (autumn) of the breeding season, in pine and mixed deciduous forests in 2024 and 2025 in Roztocze National Park

liczebności myszy wielkookiej leśnej. W kolejnym roku badań (2025) na początku sezonu rozrodczego zagęszczenia myszy wielkookiej leśnej osiągały wartość 16 os./ha by pod koniec sezonu wzrosnąć do 19 os./ha. Wydaje się, że podstawową przyczyną wzrostu liczebności myszy był rok nasienny dębu występujący w 2024 roku (Borowski, dane nieopublikowane), który pozytywnie

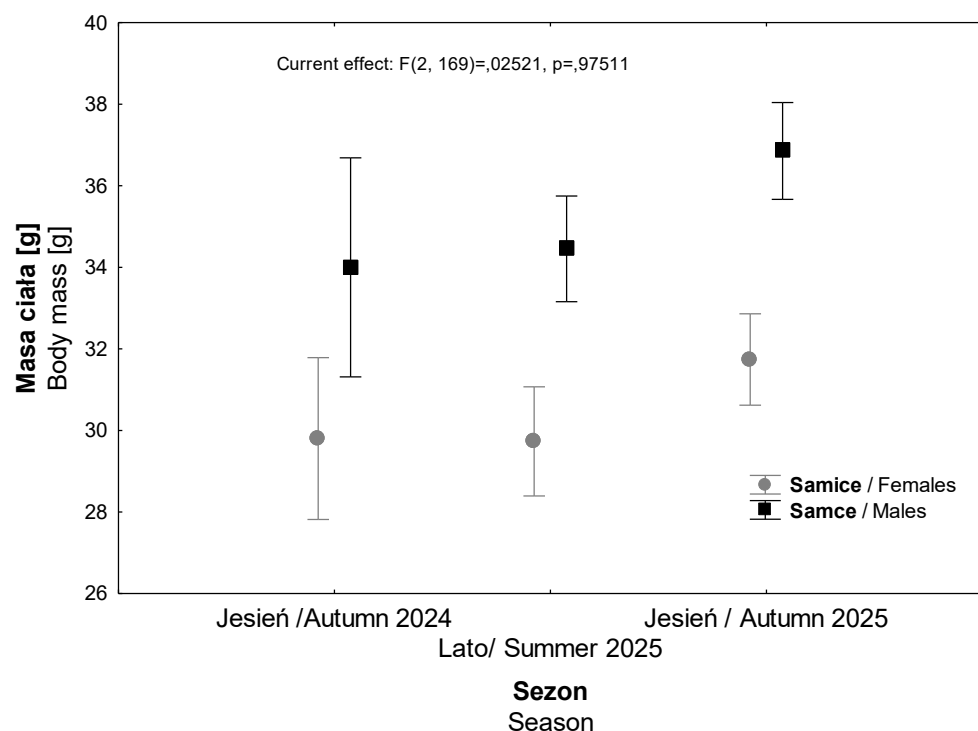
wpływa na liczebność drobnych gryzoni, przede wszystkim myszy wielkookiej leśnej (Jensen 1982). Mechanizm ten, pośrednio wydaje się potwierdzać fakt, że w borze świeżym, w którym także monitorowano drobne gryzonie, nie stwierdzono zmian w dynamice liczebności gryzoni pomiędzy latami.

Dodatkowo, obserwowana w RPN liczebność populacji drob-



Rycina 8. Średni współczynnik rozrodu ($\pm$ SD) w populacji myszy wielkookiej leśnej zasiedlającej siedliska lasowe w 2024 i 2025 roku w Roztoczańskim Parku Narodowym

Figure 8. Average reproduction rate ($\pm$ SD) in the population of the yellow-necked mouse inhabiting deciduous mixed forest habitats in 2024 and 2025 in Roztocze National Park



Rycina 9. Średnia masa ciała ($\pm$ SD) osobników myszy wielkookiej leśnej zasiedlającej siedliska lasowe w różnych sezonach 2024 i 2025 roku w Roztoczańskim Parku Narodowym

Figure 9. Average body weight ($\pm$ SD) of yellow-necked mice inhabiting deciduous mixed forest habitats in different seasons of 2024 and 2025 in Roztocze National Park

nych gryzoni w roku 2024 wydaje się skrajnie niska, nawet w porównaniu do wyników otrzymanych w mało produktywnych środowiskach Parku Narodowego Borów Tucholskich (PNBT) (Zub 2017). Porównując otrzymane wyniki z najniższymi wartościami wyliczonymi w PNBT widać wyraźnie, że są one prawie dwa razy niższe (3,5 os./100 pułapkonocy w RPN vs 6 os./100 pułapkonocy w PNBT). Jak niska była liczebność drobnych ssaków w 2024 roku, najlepiej świadczy fakt, że średnie zagęszczenie wszystkich drobnych gryzoni żyjących w najbardziej produktywnym ekosystemie leśnym, z dębem, jodłą, bukiem i grabem, wynosiło jesienią jedynie 5,5 os./ha. Zróżnicowanie w liczebności drobnych gryzoni pomiędzy skonstrastowanymi siedliskami leśnymi wynikać mogło nie tylko z różnic w ich produktywności, ale również ze zróżnicowania w strukturze lasu (obecność potencjalnych osłon i schronień) oraz obecności i ilości martwego drewna. Badania prowadzone nad drobnymi gryzoniami żyjącymi w ekosystemach leśnych wskazują, że obecność osłon i martwego drewna oraz stopień jego rozłożenia pozytywnie wpływają na występowanie drobnych gryzoni (Vanderwel i in. 2010; Fauteux i in. 2012; Zegadło i in. 2025).

Sezonowa dynamika liczebności drobnych ssaków na żyznych siedliskach lasowych wykazała typowy wzrost od wiosny do jesieni (Ecke i in. 2002; Borowski i in. 2024), podczas gdy na ubogim siedlisku borowym nie stwierdzono takiej zależności. Wydaje się, że w przeciwieństwie do siedlisk lasowych, na których w 2024 roku rozpoczęło się owocowanie dębów, na siedliskach borowych baza żerowa była na tyle uboga, że rozród nie skompensował śmiertelności w populacjach tych zwierząt. Z uwagi na fakt, że zmienność liczebności i różnorodności drobnych ssaków zmieniają się wraz z wiekiem drzewostanu, osiągając swoje maksima w najmłodszej klasie wieku (0–5 lat) i minima w wieku 9–10 lat (Sullivan i in. 1999; Ecke i in. 2002), w prezentowanych badaniach porównanie żyznych i ubogich siedlisk prowadzono wyłącznie w starodrzewach.

Analiza masy ciała myszy wielkookiej leśnej wykazała istotne różnice pomiędzy płciami, związane z dymorfizmem płciowym u tego gatunku (samce są cięższe niż samice) (Bujalska, Grum 2006; Zduniak i in. 2023) ale nie wykazała istotnych różnic pomiędzy sezonami i latami badań. Może to wskazywać na fakt, że dostępność żołądki była wystarczająca by wygenerować wzrost liczebności populacji tego gatunku, ale niewystarczająca na zwiększenie masy ciała, a tym samym poprawę kondycji żyjących tam osobników. Innym wytłumaczeniem tego zjawiska może być kompromis pomiędzy rozrodem a kondycją osobników w warunkach ograniczonej bazy pokarmowej.

Alternatywnym wytłumaczeniem może być też fakt, że kondycja fizyczna (masa ciała) u myszy wielkookiej leśnej zwiększa się wraz ze złożonością struktury warstwy drzewiastej, a w omawianych badaniach siedlisko lasowe charakteryzowało się podobną strukturą drzewostanu (Vanroy i in. 2025).

Reasumując, pomiędzy siedliskami borowymi a lasowymi występuje wyraźny kontrast w zgrupowaniu drobnych gryzoni i ich liczebności. Zagęszczenia gryzoni w borach są bardzo niskie, a owocowanie drzew ciężkonasiennych wydaje się nie mieć znaczenia w kształtowaniu dynamiki liczebności drobnych gryzoni

na siedliskach borowych. Dlatego, warto mieć na uwadze fakt, że baza pokarmowa dla ptaków i ssaków drapieżnych na siedliskach borowych jest bardzo uboga, w związku z tym najprawdopodobniej polują one na terenach otwartych usytuowanych poza granicami parku. Na siedliskach lasowych z kolei, po latach nasiennych występują wysokie zagęszczenia gryzoni (Jensen 1982), które stanowią obfite zasoby pokarmowe dla wielu gatunków drapieżników. Należy jednak pamiętać o tym, że dominującym gatunkiem jest tam mysz wielkooka leśna, charakteryzująca się nocną aktywnością, a tym samym niedostępna dla drapieżników polujących w ciągu dnia – jak np. dzienne ptaki drapieżne (Zub i in. 2010).

Według naszej wiedzy, prezentowane badania stanowią pierwsze porównanie silnie skonstrastowanych pod względem produktywności siedlisk leśnych, takich jak bory i lasy, a tym samym umożliwiają porównanie i analizę procesów i mechanizmów ekologicznych związanych z różnorodnością i liczebnością konsumentów pierwszego rzędu, jakimi są drobne gryzonie.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów

Źródło finansowania

Zadanie realizowane ze środków Funduszu Leśnego w ramach dofinansowania badań naukowych w Roztoczańskim Parku Narodowym w roku 2024 (Umowa z 2024 r. z FL nr EZ.0290.1.16.2024 z dnia 06.05.2024). Tytuł tematu badawczego „Różnorodność gatunkowa i liczebność Micromammalia w dominujących typach siedlisk leśnych Roztoczańskiego Parku Narodowego”.

Wkład autorów

Z.B. P.S. – koncepcja badań i struktura artykułu naukowego; zredagowanie pierwotnej i poprawionej wersji artykułu, Z.B. – gromadzenie danych terenowych i ich analiza.

Literatura

- Bollinger E.K. 1995. Successional changes and habitat selection in hayfield bird communities, *Auk* 112 (3): 720–730.
- Borowski Z., Bartoń K., Staniszewski J. 2024. Is mowing effective in reducing rodent damage to forest plantations?, *Pest Management Science* 80: 5519–5526. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.7949>.
- Bright Ross J.G., Newman C., Buesching C.D., Macdonald D.W. 2022. Preserving identity in capture-mark-recapture studies: increasing the accuracy of minimum number alive (MNA) estimates by incorporating inter-census trapping efficiency variation, *Mammalian Biology* 102: 567–580. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00210-6>.
- Bujalska G., Grüm L. 2006. Winter survival of *Apodemus flavicollis* in Crabapple Island (NE Poland), *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 17: 173–177. DOI: <https://doi.org/10.4404/hystrix-17.2-4376>.
- Conard J.M., Baumgardt J.A., Gipson P.S., Althoff D.P. 2008. The influence of trap density and sampling duration on the detection of small mammal species richness, *Acta Theriologica* 53: 143–156. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03194247>.
- Coomes D.A., Kunstler G., Canham C.D., Wright E. 2009. A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-productivity relationships?, *Journal of Ecology* 97: 705–717. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01507.x>.

- Daniels R.J.R., Joshi N.V., Gadgil M. 1992. On the relationship between bird and woody plant-species diversity in the Uttara Kannada district of south India, *PNAS* 89 (12): 5311–5315.
- Dri G.F., Bogdziewicz M., Hunter M., Witham J., Mortelliti A. 2025. Coupled effects of forest growth and climate change on small mammal abundance and body weight: Results of a 39-year field study, *Journal of Animal Ecology* 94: 2118–2129. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.70114>.
- Ecke F., Löfgren O., Sörlin D. 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden, *Journal of Applied Ecology* 39: 781–792. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x>.
- Ericson L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4-year period in northern Sweden. University of Umea, Umea 114 s.
- Fauteux D., Imbeau L., Drapeau P., Mazerolle M.J. 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests, *Forest Ecology and Management* 266: 194–205. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.020>.
- Finch D.M. 1989. Habitat use and habitat overlap of riparian birds in three elevational zones, *Ecology* 70 (4): 866–880. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941355>.
- Gębczyńska Z. 1983. Feeding habits, *Acta Theriologica* XXVIII (Supplement 1): 40–49.
- Hämäläinen K., Tahvanainen T., Junninen K. 2018. Characteristics of boreal and hemiboreal herb-rich forests as habitats for polypore fungi, *Silva Fennica* 52 (5). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.10001>.
- Hansson L. 1988. Grazing impact by small rodents in a steep cyclicity gradient, *Oikos* 51: 31–42. DOI: <https://doi.org/10.2307/3565804>.
- Hörmfeldt B., Carlsson B.G., Löfgren O., Eklund U. 1990. Effects of cyclic food supply on breeding performance in Tengmalm's owl, *Canadian Journal of Zoology* 68: 522–530. DOI: <https://doi.org/10.1139/z90-07>.
- Jensen T.S. 1982. Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forests, *Oecologia* 54: 184–192. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00378391>.
- Khamila C.N., Groen T.A., Toxopeus A.G., Santini L., Neumann M., Van Swaay C., Sierdsema H. 2023. There is a trade-off between forest productivity and animal biodiversity in Europe, *Biodiversity and Conservation* 32: 1879–1899. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02582-2>.
- Krebs C.J. 2013. Population fluctuations in rodents. University Chicago Press, Chicago.
- Krebs C.J. 2014. Ecological methodology, Wyd. 3. Harper Collins Publisher, New York.
- Krebs C.J., Myers J.H. 1974. Population cycles in small mammals, *Advances in Ecological Research* 8: 267–399.
- Krojerová-Prokešová J., Homolka M., Barančeková M., Heroldová M., Baňář P., Kamlar J., Purchart L., Suchomel J., Zejda J. 2016. Structure of small mammal communities on clearings in managed Central European forests, *Forest Ecology and Management* 367: 41–51. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.024>.
- Llanos-Guerrero C., Freixas-Mora L., Vilella M., Bartrina C., Torre I. 2024. Seed Availability and Small Mammal Populations: Insights from Mediterranean Forests, *Forests* 15 (7): 1148. DOI: <https://doi.org/10.3390/f15071148>.
- Lupone L., Cooke R., Rendall A. R., Siegrist A., Penton C., Carlyon M., Ouchtomsky T., White J.G. 2024. Hindcasting long-term data unveils the influence of a changing climate on small mammal communities, *Diversity and Distributions* 30: e13901. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.13901>.
- Macarthur R., Macarthur J.W. 1961. On bird species diversity, *Ecology* 42 (3): 594–598.
- Maciejewski Z., Szwagrzyk J. 2011. Long-term changes in stand composition of natural forest stands on the Roztocze Highlands, Polish Journal of Ecology 59 (3): 535–549. DOI: <https://doi.org/10.2478/pje-2011-0079>.
- McCain C.M., King S.R.B., Szewczyk T., Beck J. 2018. Small mammal species richness is directly linked to regional productivity, but decoupled from food resources, abundance, or habitat complexity, *Journal of Biogeography* 45: 2533–2545. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13432>.
- Mittelbach G.G., Steiner C.F., Scheiner S.M., Gross K.L., Reynolds H.L., Waide R.B., Willig M.R., Dodson S.I., Gough L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity?, *Ecology* 82: 2381–2396. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2381:WITORB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2381:WITORB]2.0.CO;2).
- Mittelman P., Appleby S. M., Balkenhol N. 2024. Forest composition shapes seed-rodent interactions in a gradient of broadleaves and conifers, *Journal of Applied Ecology* 61: 1944–1954. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14711>.
- Ramirez-Bautista A., Williams J.N. 2019. The importance of productivity and seasonality for structuring small rodent diversity across a tropical elevation gradient, *Oecologia* 190 (2): 275–286. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4287-z>.
- She W., Gu J., Qi J., Liu S., Yang X., Zhang Z., Jiang G. 2024. External and internal driving forces of community and functional group stability in the forest mammal community, *Proceedings Of the Royal Society B* 291. 20240775. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2024.0775>.
- Stachyra P., Tchórzewski P., Marczakowski P. 2015. Świat zwierząt, w: R. Reszel, T. Grądziel (red.) Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek. Roztoczański Park Narodowy, Zwierzyniec. s. 127–178.
- Stradiotto A., Cagnacci F., Delahay R., Tioli S., Nieder L., Rizzoli A. 2009. Spatial organization of the Yellow-Necked Mouse: Effects of Density and Resource Availability, *Journal of Mammalogy* 90 (3): 704–714. DOI: <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-120R1.1>.
- Sullivan T. P., Lautenschlager R.A., Wagner R.G. 1999. Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities, *Journal of Applied Ecology* 36: 327–344. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00408.x>.
- Szafer W. 1977. Szata roślinna Polski, Tom I i II. Warszawa, PWN.
- TIBCO Software Inc. 2024. Statistica (version 13.0). TIBCO Software Inc.
- Tittenbrun A. 2013. Skład gatunkowy i struktura lasów Roztoczańskiego Parku Narodowego. Roztoczański Park Narodowy, Zwierzyniec. ISBN: 978-83-935430-0-7.
- Vanderwel M.C., Malcolm J.R., Caspersen J.P., Newman M.A. 2010. Fine-scale habitat associations of red-backed voles in boreal mixedwood stands, *Journal of Wildlife Management* 74: 1492–1501. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01276.x>.
- Vanroy T., Baeten L., Martel A., Catfolis B., Fonville M., Lens L., Pasmans F., Sprong H., Strubbe D., Verbrugghe E., Verheyen K. 2025. Influence of forest structural complexity on small mammal body condition and its impact on tick burden and pathogen prevalence, *Parasites Vectors* 18: 227. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13071-025-06874-0>.
- Willig M.R., Kaufman D.M., Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis, *Annu Rev Ecol Syst* 34: 273–309. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>.
- Wolk E., Wolk K. 1982. Responses of small mammals to the forest management in the Białowieża Primeval Forest, *Acta Theriologica* 27: 45–59.
- Zduniak M., Serafini S., Wróbel A., Zwolak R. 2023. Host body mass, not sex, affects ectoparasite loads in yellow-necked mouse *Apodemus flavicollis*, *Parasitol Res* 122: 2599–2607. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00436-023-07958-5>.
- Zegadło E., Zegadło P., Jancewicz E. 2025. Impact of coarse woody debris on habitat use of two sympatric rodent species in the temperate Białowieża Forest, *Forestry: An International Journal of Forest Research* 98 (3): 380–393. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cpae043>.
- Ziomek J. 1998a. Drobne ssaki (Micromammalia) Roztocza. Część I. Micromammalia wybranych biotopów Roztocza Środkowego, *Fragmenta Faunistica* 41 (8): 93–123.
- Ziomek J. 1998b. Drobne ssaki (Micromammalia) Roztocza Zachodniego i Środkowego na podstawie analizy zrzutek sów, *Fragmenta Faunistica* 41 (9): 125–137.
- Zub K. 2017. Rozmieszczenie i liczebność małych ssaków na obszarze Parku Narodowego „Bory Tucholskie”, *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 36,4: 85–97.
- Zub K., Pugaczewicz E., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2010. Factors affecting habitat selection by breeding lesser spotted eagles *Aquila pomarina* in northeastern Poland, *Acta Ornithologica* 45: 105–114. DOI: <https://doi.org/10.3161/000164510X516155>.