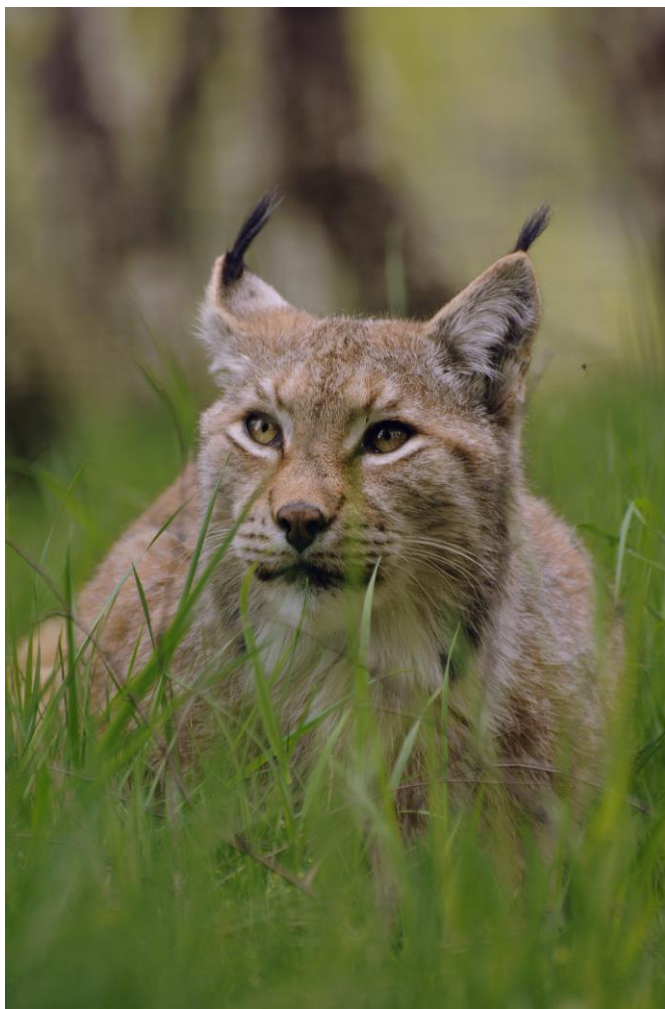


**Analiza przestrzenna danych GPS rysi reintrodukowanych
w ramach projektu POIS.02.04.00-00-0143/16 „Powrót
rysia do północno-zachodniej Polski” wraz z wytycznymi
do metodyki reintrodukcji rysi**



Fot. Roksana Czerniawska

Autorzy:

dr hab. Tomasz Borowik

dr hab. Michał Żmihorski

Białowieża 2022



**Fundusze
Europejskie**
Infrastruktura i Środowisko



**Rzeczpospolita
Polska**

Unia Europejska
Fundusz Spójności



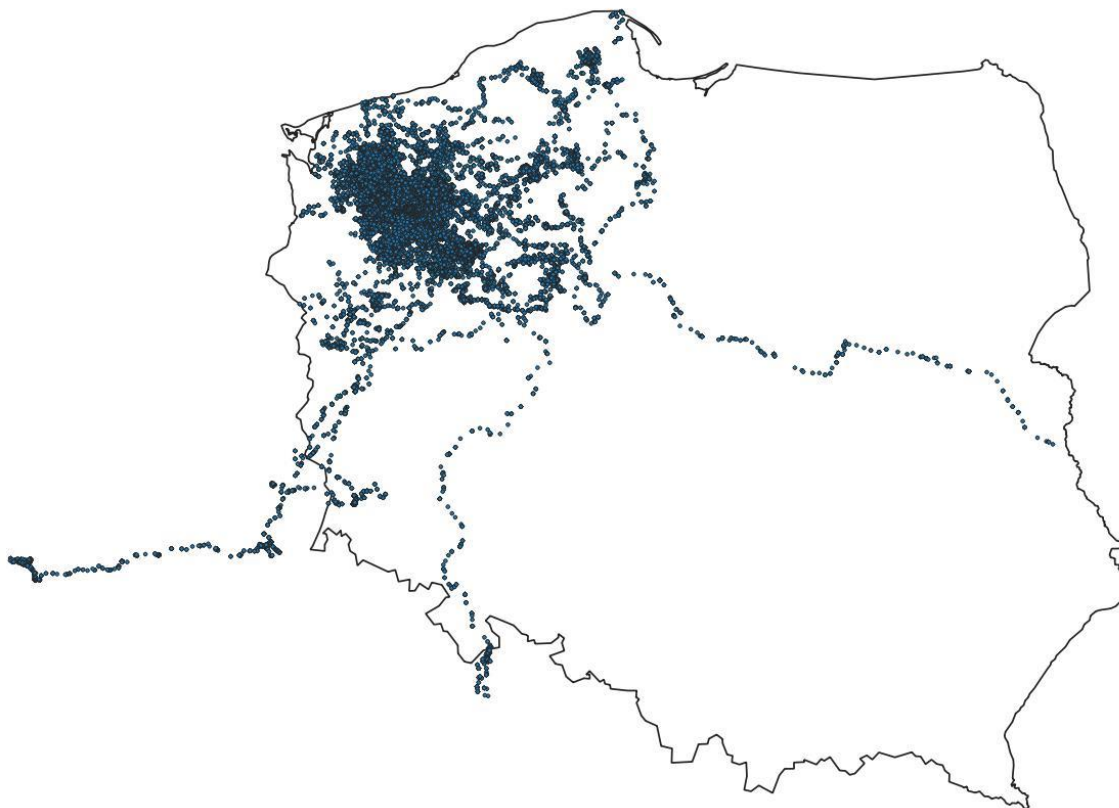
I. ANALIZA PRZESTRZENNA DANYCH GPS RYSI

1. Czas śledzenia telemetrycznego rysia

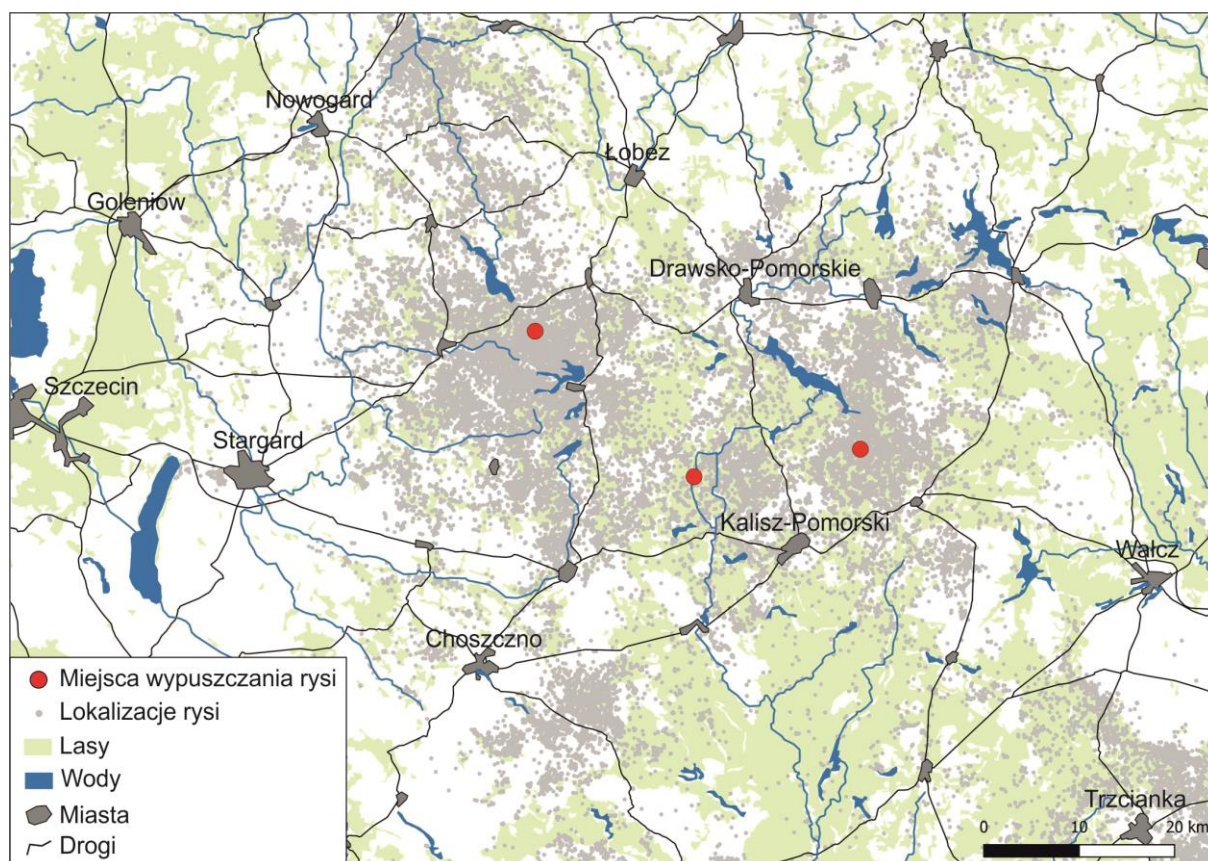
Do dnia 31.12.2021 r. na wolność wypuszczono 62 rysie (36 samców i 26 samic) (Tabela 1). Z powodu awarii odbiorników lub śmierci zwierząt w analizach użyto dane od osobników, dla których zarejestrowano lokalizacje z przynajmniej 60 dni (51 rysie: 32 samce i 19 samic). Czas śledzenia rysia uwzględnionych w analizach wahał się od 75 do 1029 dni (średnia – 385 dni). Łącznie zebrano ponad 145 tys. lokalizacji rysia. Liczba lokalizacji wahała się od 540 do 7472 na jednego osobnika (Ryc. 1, Ryc. 2, Załącznik 1).

Tabela 1. Liczba rysia wypuszczonych na wolność w ramach projektu w latach 2019-2021.

Rok	Liczba uwolnionych rysia		
	Samice	Samce	Ogółem
2019	7	14	21
2020	10	19	29
2021	9	3	12
Razem	26	36	62



Ryc. 1. Rozmieszczenie lokalizacji rysia reintrodukowanych w ramach projektu w północno-zachodniej Polsce w latach 2019-2021.



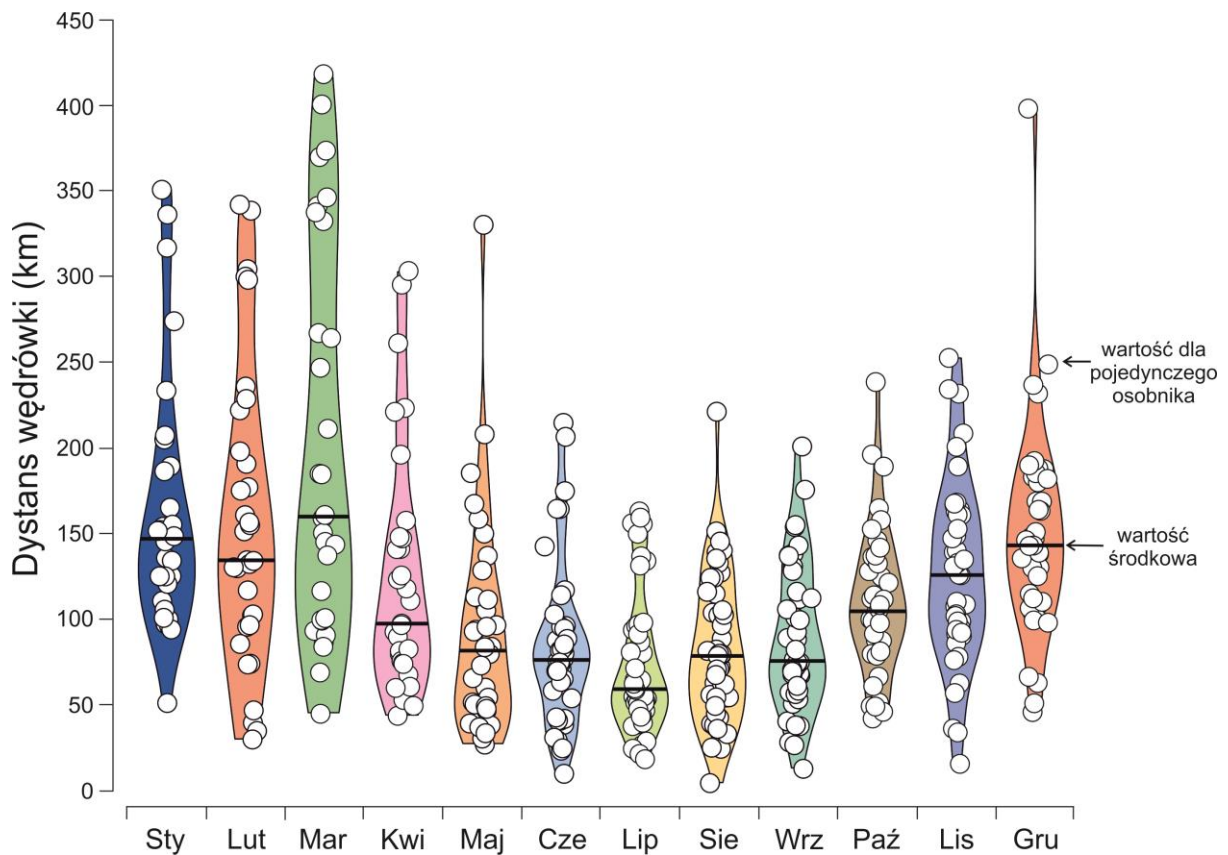
Ryc. 2. Lokalizacja miejsc wypuszczania rysi.

2. Długości tras przemieszczania się rysi

Długości wędrówek rysi w poszczególnych okresach zbioru danych telemetrycznych (miesiąc, sezon, rok) wyliczono jako sumy odległości pomiędzy kolejnymi lokalizacjami poszczególnych osobników. Tak oszacowane długości wędrówek są silnie uzależnione od liczby lokalizacji rysi w poszczególnych dniach (im więcej lokalizacji tym dłuższe trasy wędrówek). W przypadku rysi reintrodukowanych w pñ.-zach. Polsce, lokalizacje były zbierane z częstotliwością 8 namiarów na dobę, dlatego też należy przyjąć, iż wyliczone trasy przemieszczeń nie odzwierciedlają rzeczywistych dystansów pokonanych przez rysie i należy je interpretować jako minimalne długości wędrówek.

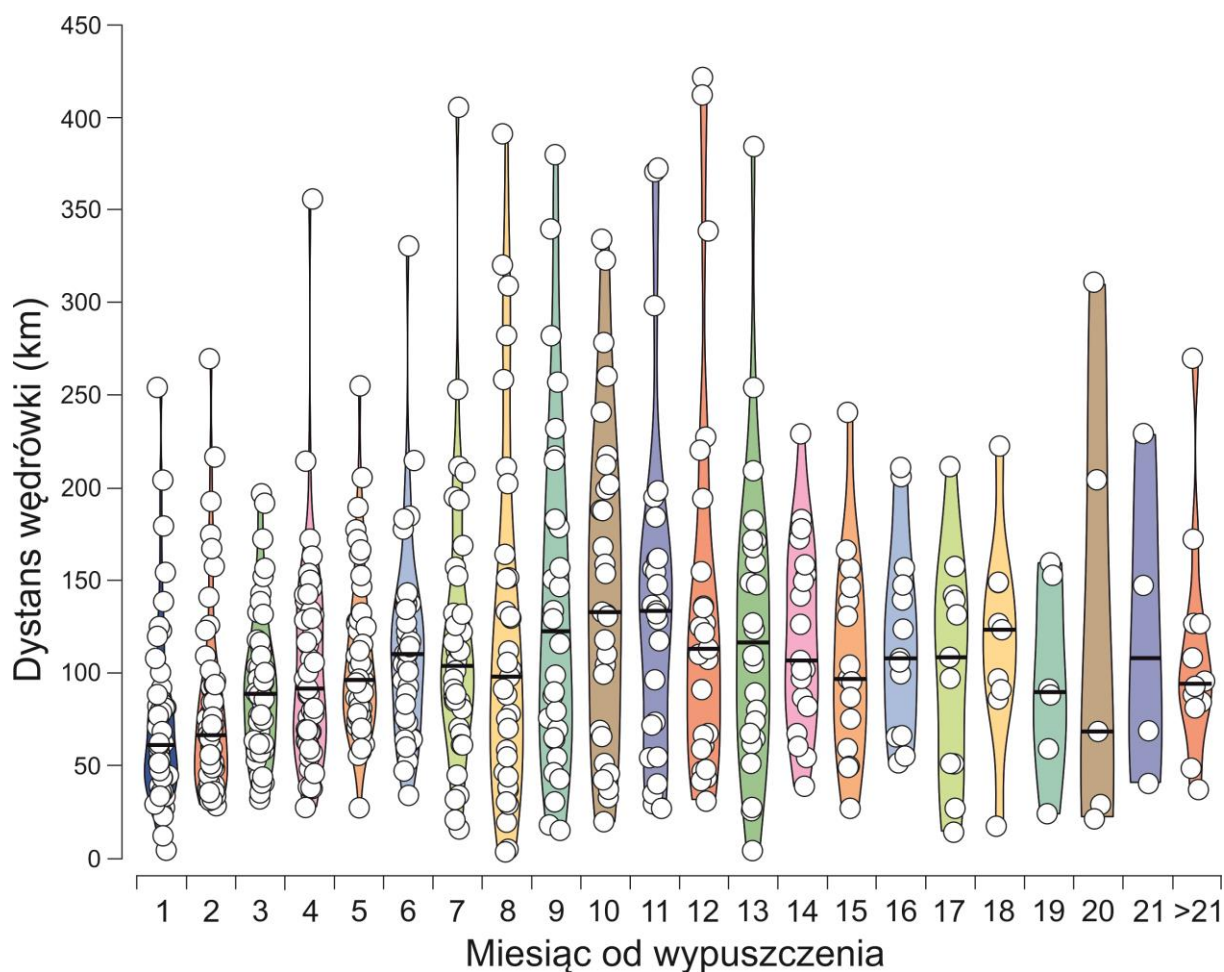
Dystans wędrówek rysi we wszystkich analizowanych okresach wykazywał wysoką zmienność osobniczą. W przypadku dystansów miesięcznych długości tras wędrówek wahały się od 5 do 418 km. Najdłuższe wędrówki zaobserwowano w styczniu i marcu, natomiast najkrótsze w czerwcu i wrześniu (Ryc. 3, Załącznik 2). Samce wędrowały w ciągu miesiąca przeciętnie na dłuższe odległości niż samice (odpowiednio 135,7 i 93,5 km). Co warto podkreślić, najdłuższe miesięczne wędrówki w okresie od stycznia do marca (okres ru)

odbywały samce (168-243 km). Samice w tych miesiącach pokonywały około 128 km. Z kolei, najkrótsze miesięczne przemieszczenia odnotowano w przypadku samic w miesiącach maj – lipiec (okres wychowu młodych, 58-72 km), podczas gdy samce wędrowały wówczas na odległość 77-114 km.



Ryc. 3. Dystans miesięcznych wędrówek rysia.

Rysie wykazywały różną mobilność w odniesieniu do czasu jaki minął od dnia wypuszczenia ich na wolność. Przeciętny dystans wędrówek (obliczony jako mediana, czyli wartość środkowa) początkowo wzrastał wraz z czasem, który upłynął od dnia introdukcji (od 1 do 11 miesiąca), po czym stopniowo spadał. Po upływie około 12 miesięcy od dnia wypuszczenia zaobserwowano stabilizację przeciętnego dystansu miesięcznych wędrówek rysia (Ryc. 4, Załącznik 3).

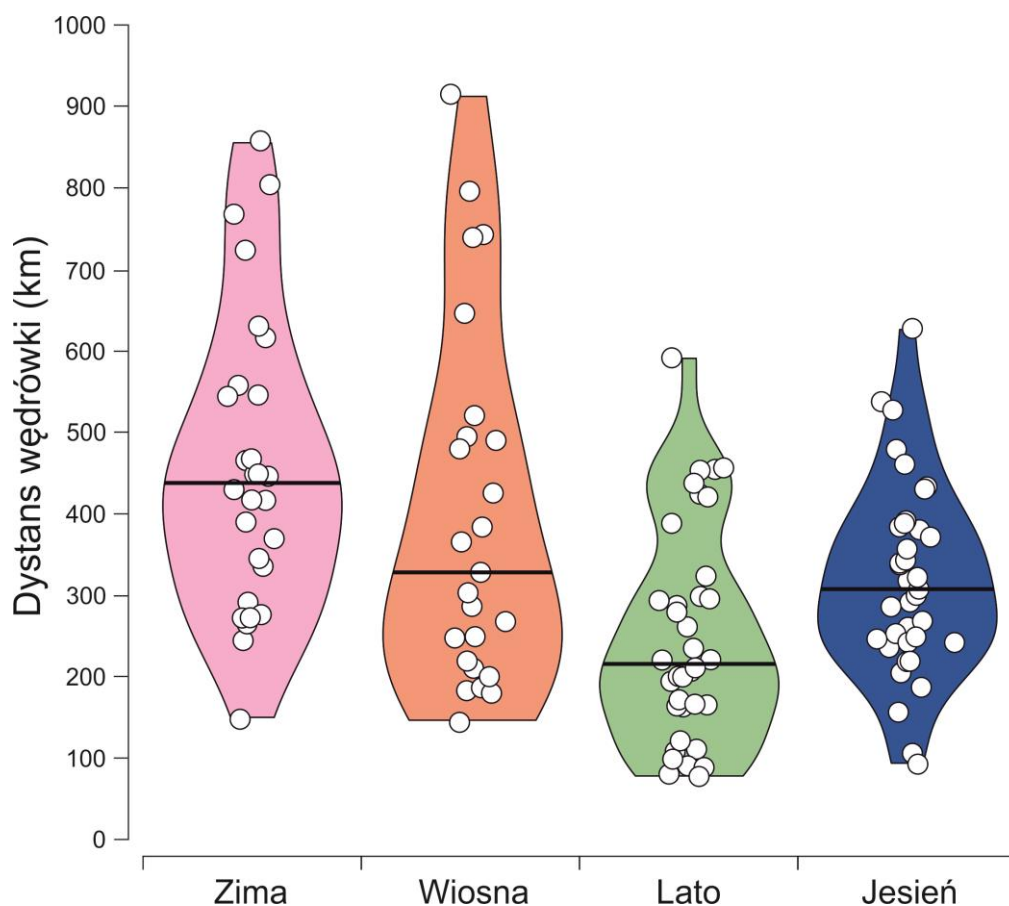


Ryc. 4. Dystans wędrówek rysie w kolejnych miesiącach od wypuszczenia zwierząt na wolność.

Zima (grudzień-luty) była sezonem, w którym rysie wykazywały największą mobilność (maksymalnie ponad 850 km), natomiast najmniej mobilne były latem (czerwiec-sierpień) (Ryc. 5, Załącznik 4). Szczególnie wyraźne różnice między sezonami występowały w przypadku samców, które zimą i wiosną wędrowały średnio na odległość 497 i 507 km, a latem 272 km. Samice natomiast, w tych sezonach pokonywały znacznie krótsze trasy, odpowiednio: 351, 248 i 208 km (Załącznik 4).

Zmienność długości wędrówek rysie reintrodukowanych w ramach projektu, zarówno w ujęciu miesięcznym, jak i sezonowym odzwierciedla tendencje obserwowane u dzikich rysie (np. w Puszczy Białowieskiej). Samce wędrują na dalsze odległości w okresie rui (styczeń – marzec), natomiast samice charakteryzują się szczególnie ograniczoną mobilnością w okresie wychowu młodych (maj – lipiec) (Jędrzejewski i in. 2002).

W ujęciu rocznym (24 osobniki), rysie pokonały od 498 do 2391 km. Samce w ciągu roku wędrowały średnio na większą odległość niż samice, odpowiednio 1622 i 987 km (Załącznik 5).



Ryc. 5. Dystans sezonowych wędrówek rysi.

Najdalsze dyspersje rysie, poza granice Polski do Niemiec i Czech miały miejsce w początkowym okresie projektu, tj. w ciągu dwóch lat od wypuszczenia na wolność pierwszego rysia. W okresie tym wypuszczono na wolność zdecydowanie więcej samców. Dalekie przemieszczenia poza obszar projektu praktycznie ustały z chwilą, gdy liczba wypuszczonych rysie zbliżyła się do 30. Wydaje się to być zgodne z obserwacjami w Alpach Szwajcarskich i Górach Jura, gdzie stwierdzono, że dystans dyspersji rysie zmniejszał się wraz z wzrastającym zagęszczeniem populacji (Zimmermann i in. 2007).

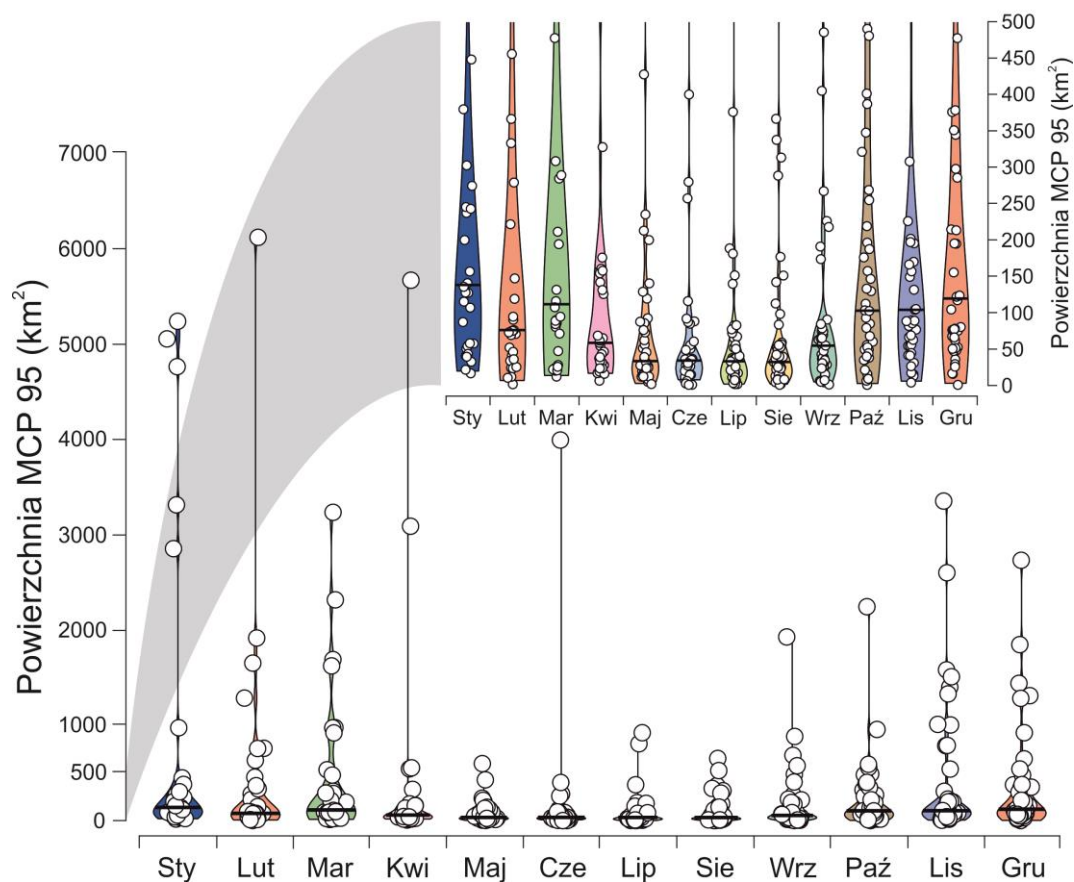
3. Wielkości obszarów użytkowanych przez rysie

a) Minimum Convex Polygon

Przy pomocy metody Minimum Convex Polygon (MCP 95%) oszacowano wielkość obszarów, w obrębie których przemieszczały się rysie od momentu wypuszczenia na wolność. Wielkość tych obszarów różniła się znacznie pomiędzy osobnikami i w poszczególnych miesiącach roku. Miesięczne arealy pojedynczych osobników sięgały nawet 11258 km². Największe przeciętne miesięczne arealy występowały w styczniu i grudniu, najmniejsze

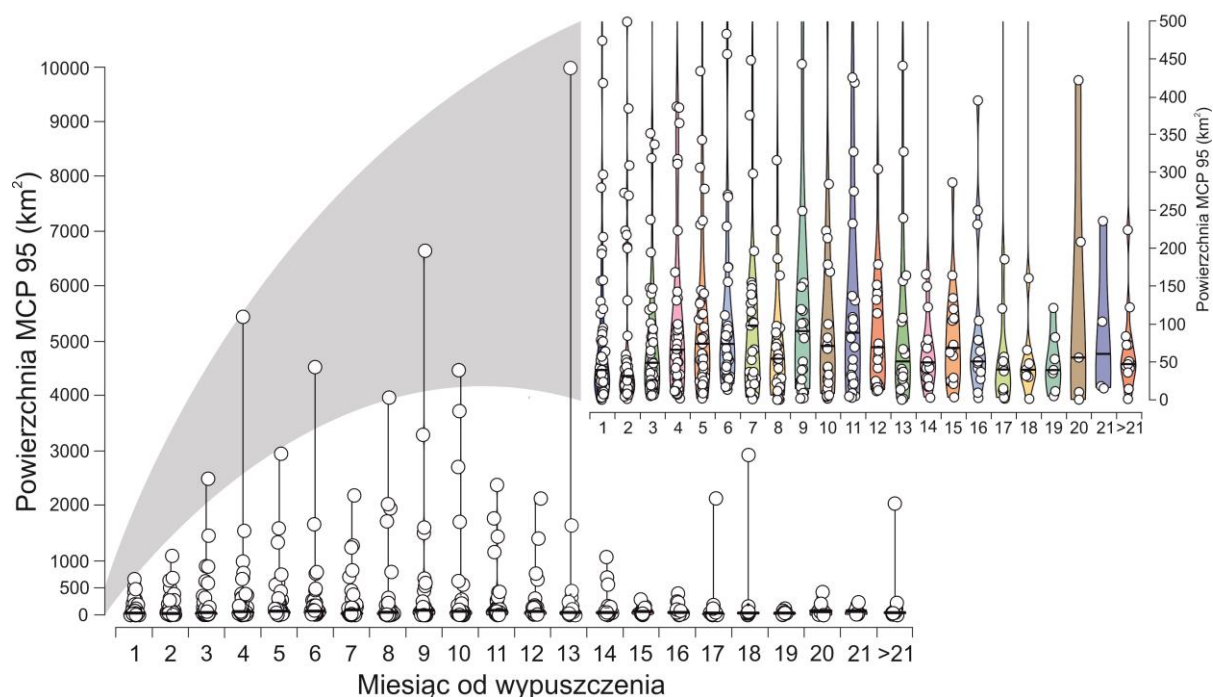
zarejestrowano w lipcu i sierpniu (Ryc. 6). Średni obszar, po którym poruszały się samce w ciągu jednego miesiąca był większy niż samic (odpowiednio 394,5 i 122 km²) (Załącznik 6).

Należy tu jednak zaznaczyć, że wartości te nie odzwierciedlają rzeczywistych arealów osobniczych, jakie użytkują dzikie rysie w naturalnych, ustabilizowanych populacjach. Zwierzęta wypuszczone na wolność w środowisku, gdzie wcześniej nie było osobników tego gatunku nie dysponują odpowiednimi bodźcami niezbędnymi do utworzenia biologicznie uwarunkowanej struktury przestrzennej populacji. Dlatego, używane przez nas określenie „areal”, czy „areal osobniczy” ma znaczenie umowne. Ponadto, oszacowane wartości dotyczą wszystkich osobników, niezależnie od ich indywidualnej efektywności wyszukiwania i ustanowienia areалу osobniczego. Rysie charakteryzowały się bowiem dużą zmiennością czasu adaptacji do naturalnych warunków. Niektóre osobniki po wypuszczeniu na wolność dokonywały bardzo dalekich wędrówek zanim osiedliły się na dłużej. Okres ten znacznie zawyża więc szacowaną wielkość areálu. Niemniej jednak trudno jest ustalić długość procesu adaptacyjnego wspólnego dla wszystkich rysi tak, aby oszacować rzeczywistą wielkość areálu osobniczego już po jego ustaleniu. Próbę taką podjęto w rozdziale 4.



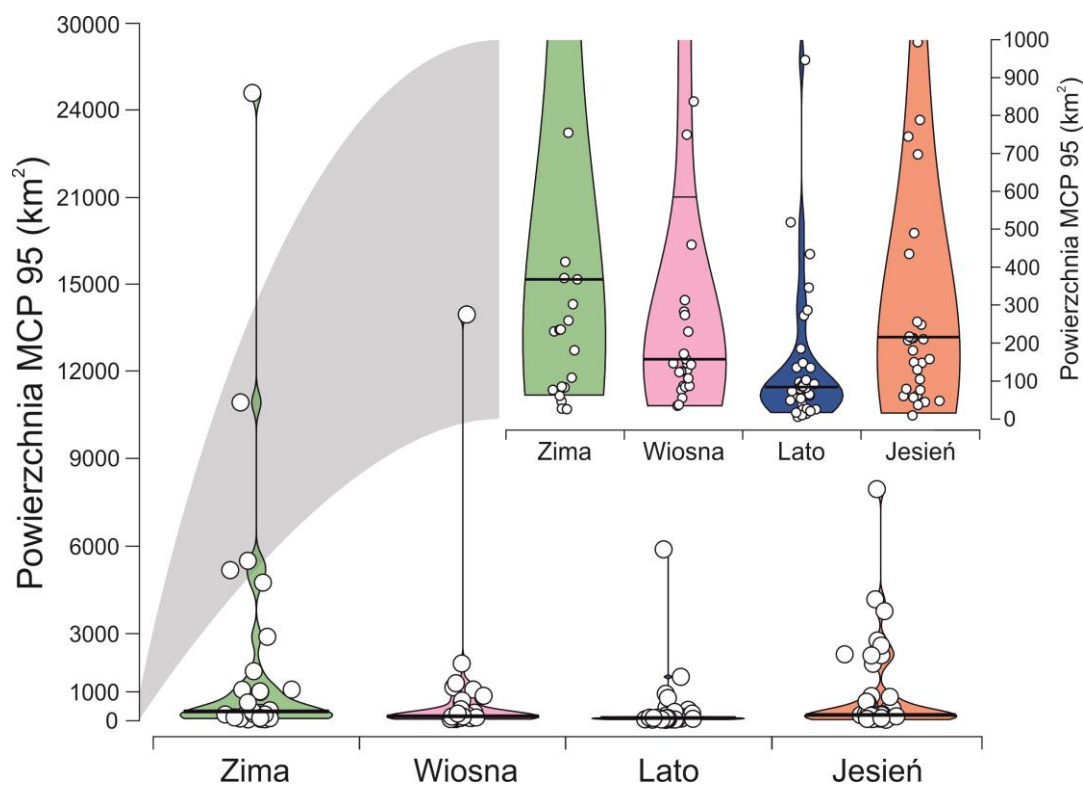
Ryc. 6. Wielkość miesięcznych arealów rysi wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

Przeciętna wielkość miesięcznych arealów (mediana) zwiększała się wraz z upływającym czasem od dnia wypuszczenia rysia na wolność do 7-12 miesiąca. Wzrost ten wynika prawdopodobnie z wędrówek eksploracyjnych w czasie adaptacji rysia do środowiska. Od 12 miesiąca wykazano natomiast stabilizację przeciętnej wielkości miesięcznych arealów na poziomie około 50 km² (Ryc. 7, Załącznik 7, Załącznik 8, Załącznik 9). Może to sugerować, że okres 1 roku to czas, w którym w tworzonej od początku nowej populacji drapieżników zaczynają oddziaływać mechanizmy kształtujące strukturę przestrzenną populacji.



Ryc. 7. Wielkość osobniczych arealów w kolejnych miesiącach od wypuszczenia rysia na wolność wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

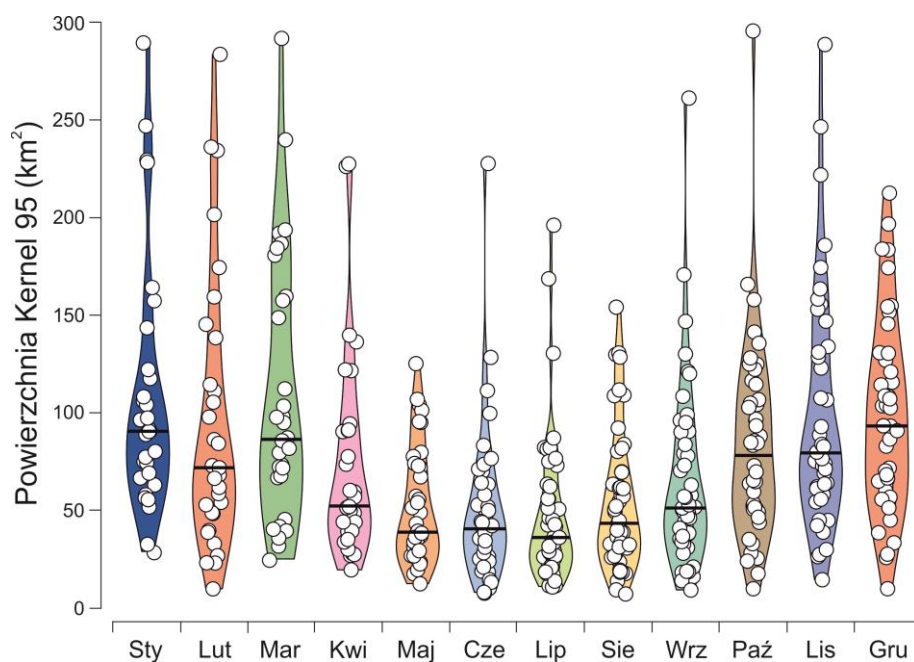
Rysie zajmowały największe sezonowe areale zimą, lato było sezonem o najmniejszych arealach (Ryc. 8). W okresie zimowym najrozleglejszymi wędrówkami charakteryzowały się samce, które poruszały się po obszarze średnio 3437 km². Samice w tym czasie użytkowały tylko 252 km² (Załącznik 10). Warto zwrócić uwagę, że ta zmienność sezonowa odpowiada dokładnie zmienności obserwowanej u rysia dzikich uwarunkowanej cyklem biologicznym tego gatunku (np. Schmidt i in. 1997). W okresie zimowym mianowicie odbywa się ruja, w czasie której rysie (zwłaszcza samce) wykazują zwiększoną aktywność przemieszczając się na długie dystanse w poszukiwaniu partnerów (Jędrzejewski i in. 2002). Wielkość obszarów, po których rysie przemieszczały się w ciągu całego roku wahała się od 96 do 43262 km² (Załącznik 11). Jednak średnia wielkość tych obszarów wynosiła u samców 5619,6, a u samic 1981,2 km².



Ryc. 8. Wielkość sezonowych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

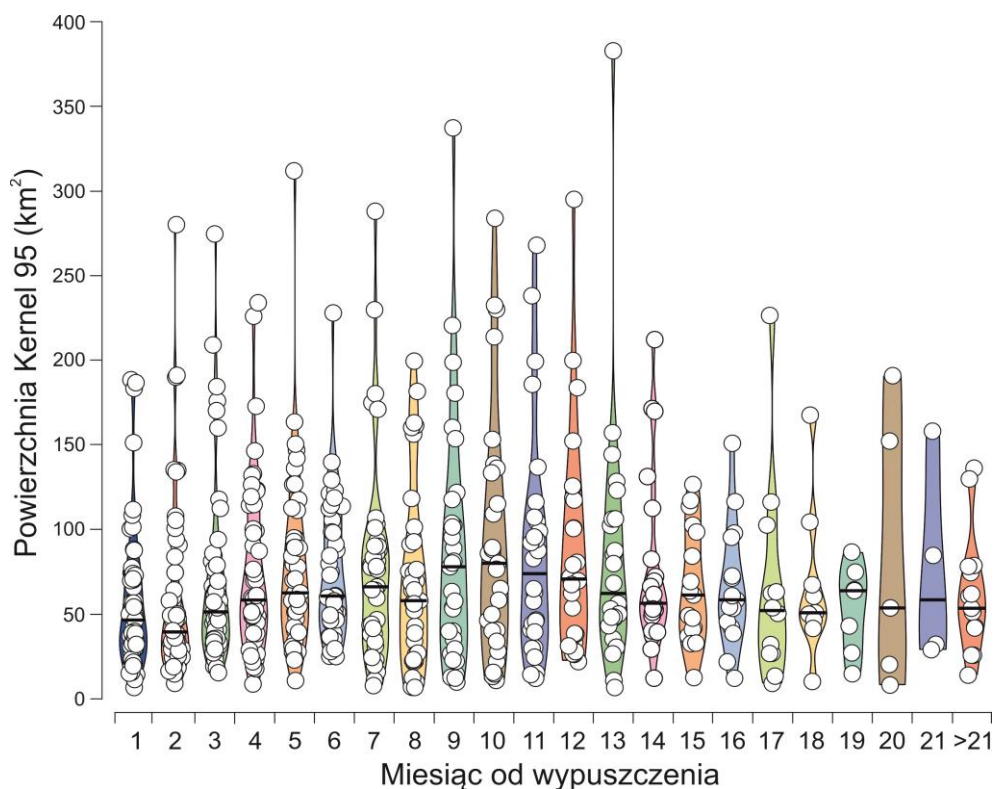
b) Kernel Density Estimation

Dodatkowo wielkość obszarów użytkowanych przez rysie została oszacowana metodą Kernel Density Estimation (KDE 95%). W porównaniu z metodą Minimum Convex Polygon, metoda KDE jest mniej podatna na błędy lokalizacji, kształt użytkowanego arealu oraz lokalizacje skrajne, przez co dokładniej odwzorowuje areale zwierząt i daje precyzyjniejsze oszacowania ich wielkości (Börger i in. 2006). Przeciętna wielkość miesięcznych arealów rysy wyliczonych metodą KDE była największa w styczniu i grudniu, natomiast najmniejsza w lipcu i maju. Powierzchnie miesięcznych arealów wahały się od 6 do 388 km² (Ryc. 9). Podobnie, jak w przypadku metody MCP, wielkość obszarów użytkowanych miesięcznie przez samce była większa, niż samic (odpowiednio: 84,7 i 57,7 km²) (Załącznik 12).



Ryc. 9. Wielkość miesięcznych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

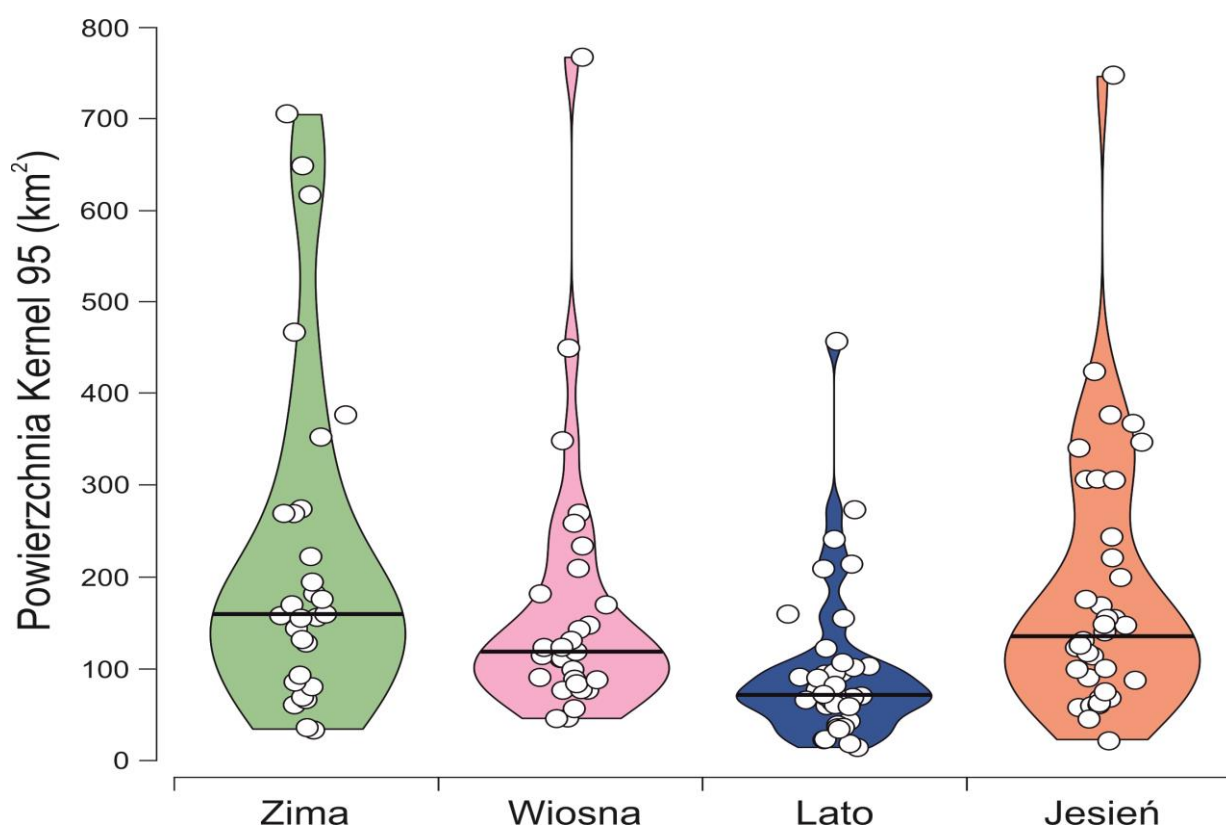
Powierzchnia miesięcznych arealów rysy wzrastała wraz z czasem od ich wypuszczenia na wolność (do 10 miesiąca). Począwszy od 13 miesiąca obserwowano stabilizację przeciętnej wielkości (mediany) miesięcznych arealów na poziomie około 50 km² (Ryc. 10, Załącznik 8, Załącznik 9, Załącznik 13).



Ryc. 10. Wielkość osobniczych arealów w kolejnych miesiącach od wypuszczenia rysia na wolność wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

Przeciętna wielkość sezonowych arealów rysia charakteryzowała się największą powierzchnią zimą i jesienią, natomiast lato było sezonem, w którym rysie zajmowały najmniejszą powierzchnię (Ryc. 11, Załącznik 14). Sezonowe areały, szacowane metodą KDE, podobnie jak w metodzie MCP były większe u samców, niż u samic. Jednak wartości arealów KDE były wielokrotnie niższe. Dlatego, choć średni sezonowy areał był największy zimą (254 km^2 ; u samic wynosił w tym czasie 130 km^2), to jego wielkość szacowana tą metodą była aż 13-krotnie niższa niż w przypadku użycia metody MCP. Ta różnica wskazuje z jednej strony, że w okresie zimowym rysie dokonywały dalekich wędrówek poza rejon najczęstszego użytkowania (co jest zgodne z ich cyklem reprodukcyjnym), a z drugiej, że wartości oszacowane metodą KDE odzwierciedlają prawdopodobnie wielkości arealów zbliżone do tych jakie obserwowane są w naturalnych populacjach tego gatunku.

Przeciętna wielkość obszaru użytkowanego przez rysie w ciągu roku wahała się od 96 do 1173 km^2 . Średni areał samców wynosił $502,4 \text{ km}^2$, a samic był ponad dwukrotnie mniejszy – 231 km^2 (Załącznik 15).

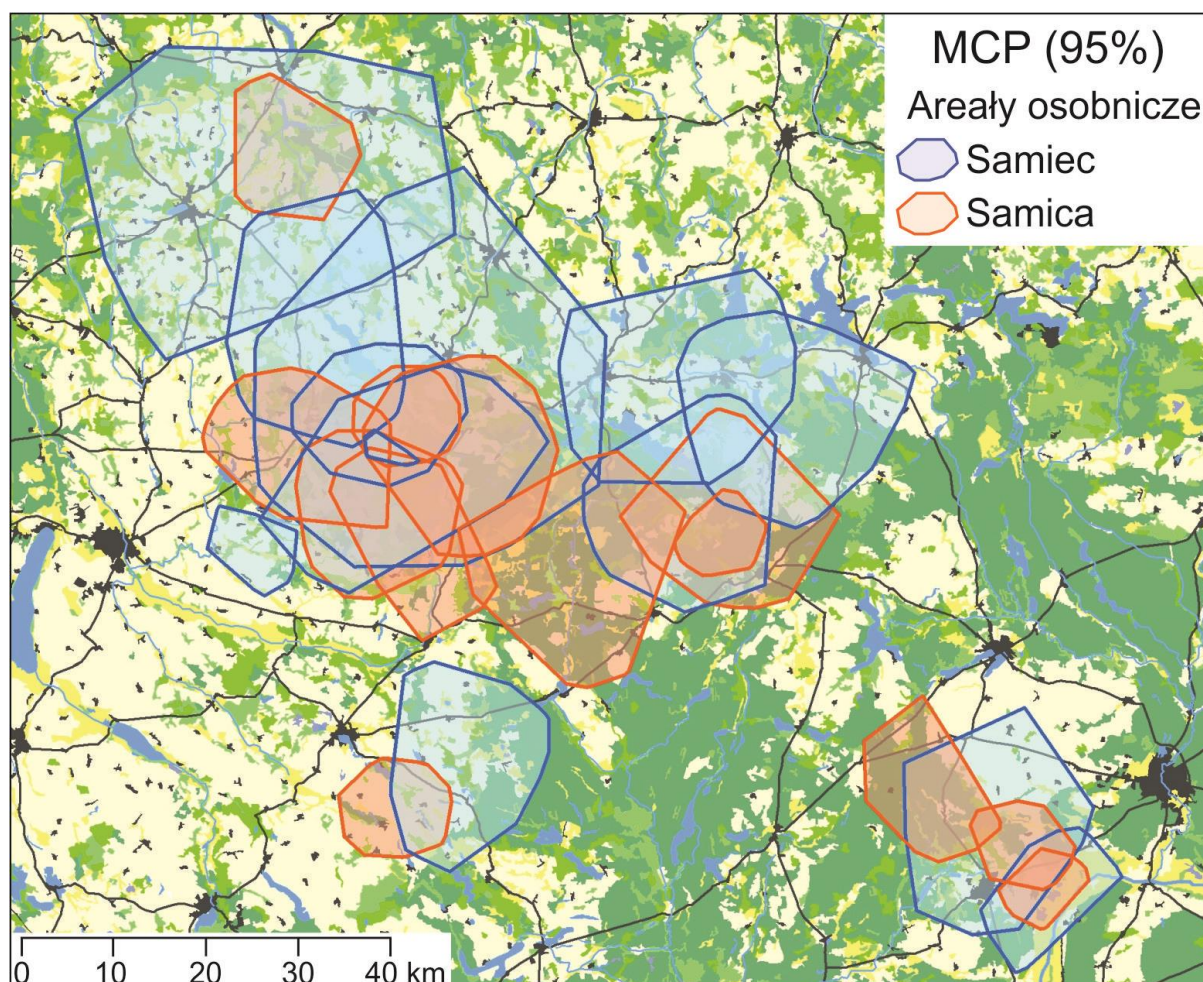


Ryc. 11. Wielkość sezonowych arealów rysia wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

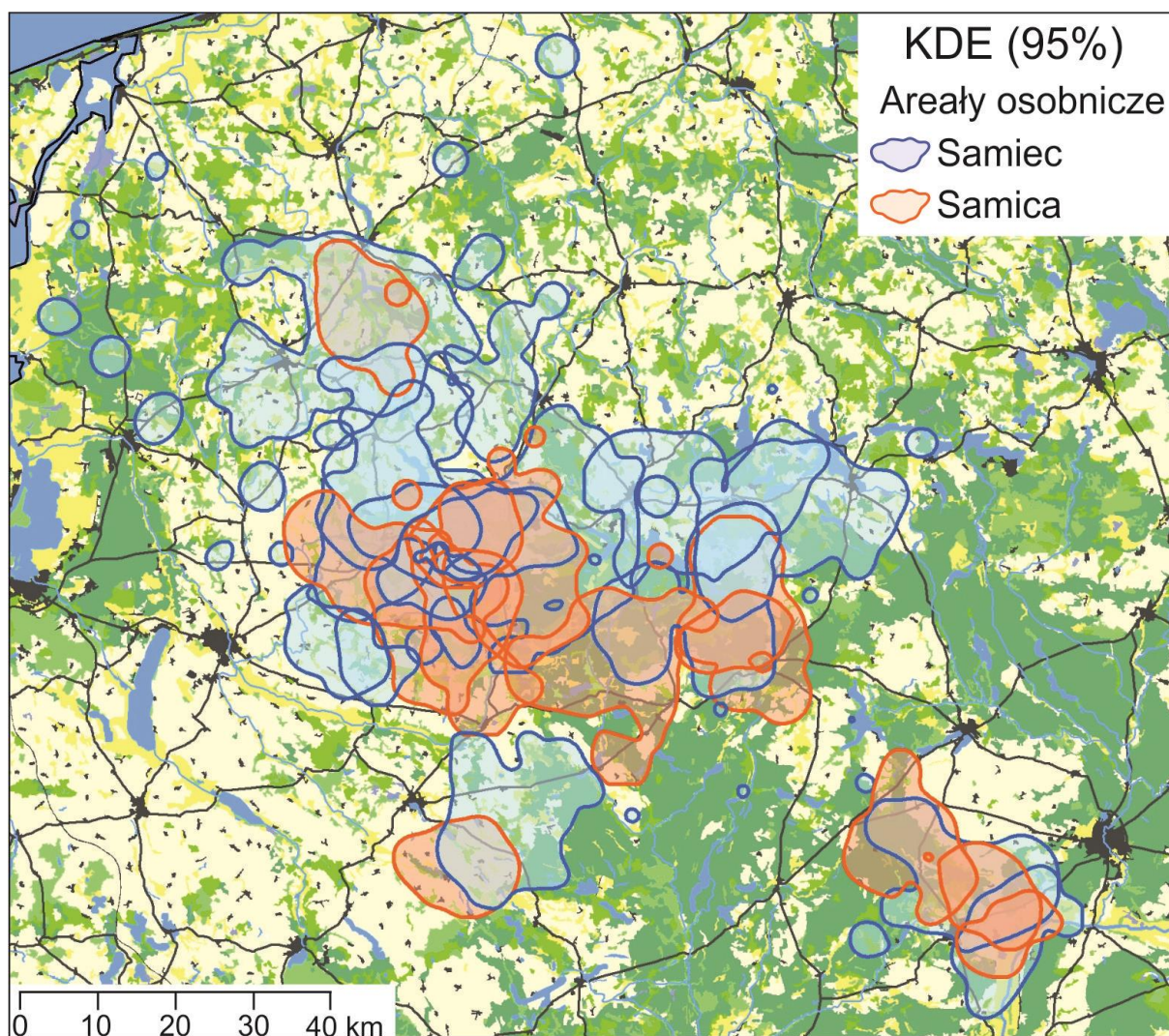
4. Wielkość arealów osobniczych

Spośród wszystkich rys, które zostały uwzględnione w analizach użytkowania przestrzeni wybrano 26 osobników (12 samic i 14 samców), które śledzono na tyle długo, aby wyróżnić w danych o ich przemieszczeniach okres stabilności, wskazujący na ustanowienie arealu osobniczego. Długość tego okresu, która w przypadku samców wynosiła średnio 393 dni, a samic 359 dni nie miała wpływu na wielkość oszacowanych arealów (MCP: $R = 0,21$, $P = 0.30$; KDE: $R = 0,23$, $P = 0.26$).

Średnia wielkość arealu osobniczego szacowana metodą MCP dla wszystkich rys wyniosła 304 km², natomiast metodą KDE 313 km². Samce użytkowały większe arealy osobnicze niż samice, szacowane zarówno metodą MCP (odpowiednio: 416 i 201 km²), jak i KDE (odpowiednio: 401 i 225 km²) (Ryc. 12, 13; Załącznik 16).



Ryc. 12. Rozmieszczenie arealów rys oszacowanych metodą Minimum Convex Polygon (MCP 95%).

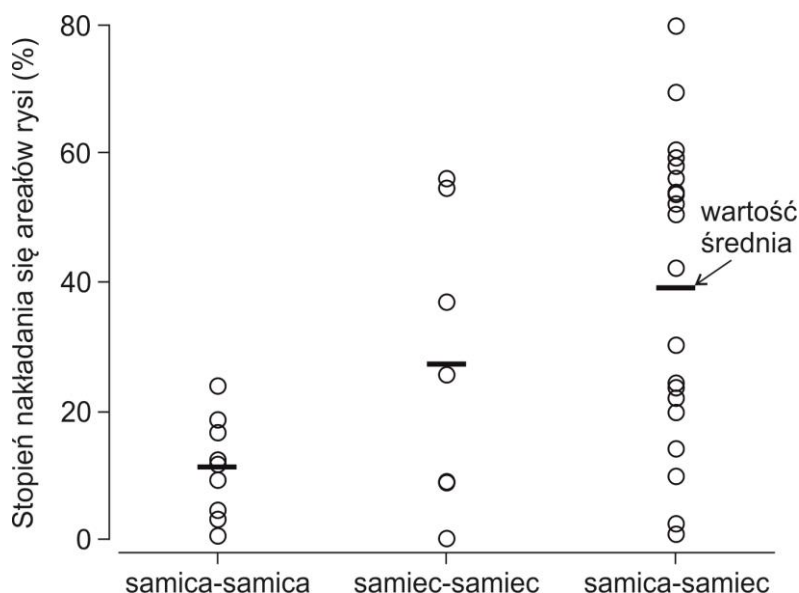


Ryc. 13. Rozmieszczenie arealów rysy oszacowanych metodą Kernel Density Estimation (KDE 95%). Metoda KDE nie pozwala na wizualne odróżnienie arealów poszczególnych osobników naniesionych jednocześnie na mapę, ponieważ tworzy je często kilka oddzielnych części odpowiadających obszarom o największym zagęszczeniu lokalizacji.

5. Stopień nakładania się arealów rysy

W analizie stopnia nakładania się arealów rysy wykorzystano dane telemetryczne osobników, których arealy wykazywały czasoprzestrzenną stabilność, tj. tych rysy, które po wypuszczeniu na wolność i początkowych wędrówkach przynajmniej od dwóch miesięcy nie przemieszczały się na większe odległości. Arealy tych osobników zostały oszacowane z zastosowaniem metody Minimum Convex Polygon (95%). Ze względu na zmienny czas rejestracji lokalizacji poszczególnych osobników, stopień nakładania się arealów wyliczony został dla czasu, w którym dostępne były lokalizacje jednocześnie dla obu osobników w parze objętej analizą. Wśród par arealów wykazujących wzajemne przestrzenne nakładanie się dominowały pary mieszane (samiec-samica: 56%), natomiast rzadziej obserwowano

nakładanie się arealów osobników tych samych płci (samice: 25%, samce: 19%). Rysie wykazywały się znaczną zmiennością stopnia nakładania się arealów: od 0,1 do 79,8%. W największym stopniu areale osobnicze nakładały się w przypadku sąsiadujących ze sobą osobników różnych płci (średnia = 39,1%), a w najmniejszym stopniu w przypadku arealów samic (średnia = 11,1%), (Ryc. 14, Załącznik 17).



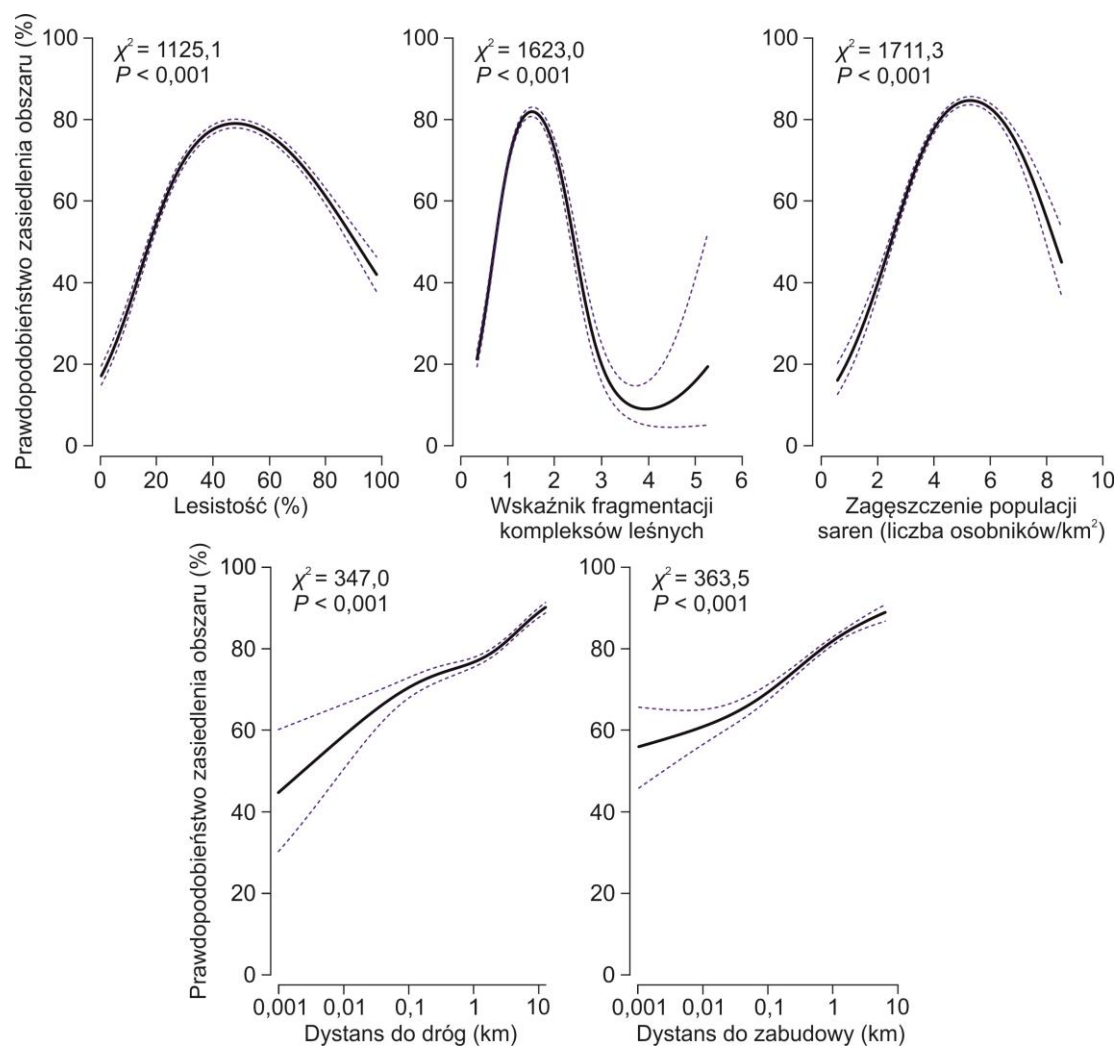
Ryc. 14. Stopień nakładania się arealów rysi.

6. Wybiórczość środowiskowa rysi

Analizę wybiórczości środowiskowej rysi przeprowadzono w dwóch skalach przestrzennych: krajobrazu (model wielkoskalowy) i arealów osobniczych (model mikroskalowy). Dodatkowo w granicach oszacowanych arealów osobniczych określono wybiórczość środowisk w obrębie obszarów leśnych (model leśny). W celu określenia wybiórczości środowiskowej rysi, zestawiono środowiska użytkowane przez rysie (zarejestrowane lokalizacje) ze środowiskami w losowych lokalizacjach (Załącznik 18). W analizach użyto następujące zmienne środowiskowe i antropogeniczne: lesistość (Global Land Cover, 2020), fragmentacja kompleksów leśnych (Global Land Cover, 2020), zagęszczenie populacji saren (Bank Danych o Lasach, 2019-2021), dystans do dróg (Baza Danych Obiektów Topograficznych, 2019), dystans do zabudowy (Baza Danych Obiektów Topograficznych, 2019), dystans do linii brzegowej lasów (Global Land Cover, 2020), zwartość drzewostanów (Copernicus Observation System, 2018), udział podszytów (Bank Danych o Lasach, 2014-2020).

a) Model wielkoskalowy

Model wielkoskalowy miał na celu wskazanie zmiennych środowiskowych i antropogenicznych warunkujących lokowanie arealów rysia na poziomie krajobrazu. Rozpatrywanymi zmiennymi były: lesistość, fragmentacja kompleksów leśnych, zagęszczenie populacji saren, dystans do dróg, dystans do zabudowy. Największe prawdopodobieństwo (powyżej 50%) zasiedlenia obszaru (założenia stacjonarnego areалу) miały krajobrazy charakteryzujące się lesistością w zakresie od 18 do 90% (Ryc. 14). Rysie najczęściej lokowały swoje areale w obszarach o pośredniej fragmentacji kompleksów leśnych – ponad 50% prawdopodobieństwo lokacji arealów miały obszary o wskaźniku fragmentacji wahającym się od 0.7 do 2.4 (Ryc. 15). Dodatkowo, rysie osiedlając się w nowym obszarze preferowały miejsca o wysokich zagęszczeniach saren – powyżej 2 osobników na 1 km². Maksymalne prawdopodobieństwo zasiedlenia obszaru przez rysie wykazane zostało w miejscach, w których zagęszczenia saren zostały oszacowane na około 5 osobników na 1 km² (Ryc. 14). Rysie unikały obszarów silnie zurbanizowanych. Prawdopodobieństwo zasiedlenia obszaru przez rysia malało wraz ze zmniejszającym się dystansem do zabudowy oraz dróg krajowych i wojewódzkich charakteryzujących się największym nasileniem ruchu drogowego (Ryc. 15).

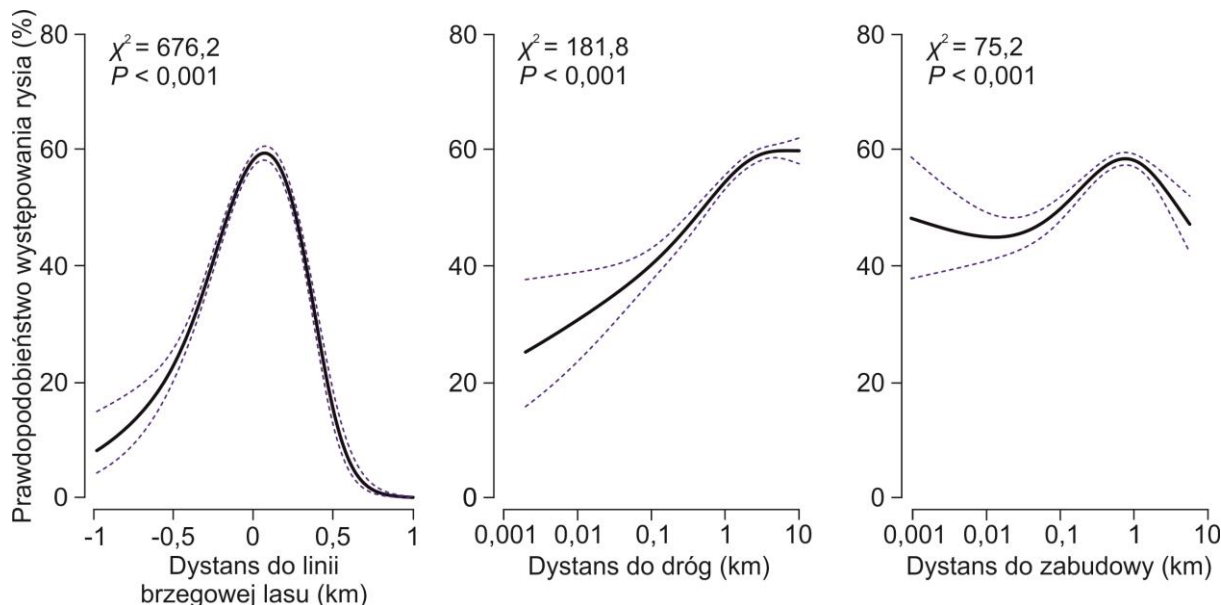


Ryc. 15. Wybiórczość środowiskowa rysia na poziomie krajobrazu – wyniki modelu wielkoskalowego. Dystans do dróg i zabudowy przedstawiono w skali logarytmicznej.

b) Model mikroskalowy

Celem modelu mikroskalowego było wykazanie preferencji środowiskowych rysia w obrębie zajmowanych terytoriów. Model mikroskalowy zbudowano w oparciu o dane pochodzące od rysia wykazujących czasoprzestrzenną stabilność arealów (26 rysia). Zmiennymi użytymi w analizie wybiórczości środowiskowej były: odległość do linii brzegowej lasu, odległość od dróg oraz odległość od zabudowy. Odległość od linii brzegowej lasu mierzona była zarówno dla lokalizacji położonych poza lasem (wartości ujemne), jak i w głębi lasu (wartości dodatnie). Rysie w obrębie swoich arealów preferowały obszary zlokalizowane w najbliższym sąsiedztwie linii brzegowej lasu (zarówno na zewnątrz, jak i wewnątrz lasu). Najwyższe (ponad 40%) prawdopodobieństwo występowania rysia odnotowane było w odległości od -0,26 do 0,33 km od linii brzegowej lasu (Ryc. 16). Rysie unikały obszarów położonych w najbliższym sąsiedztwie dróg oraz w mniejszym stopniu terenów zabudowanych.

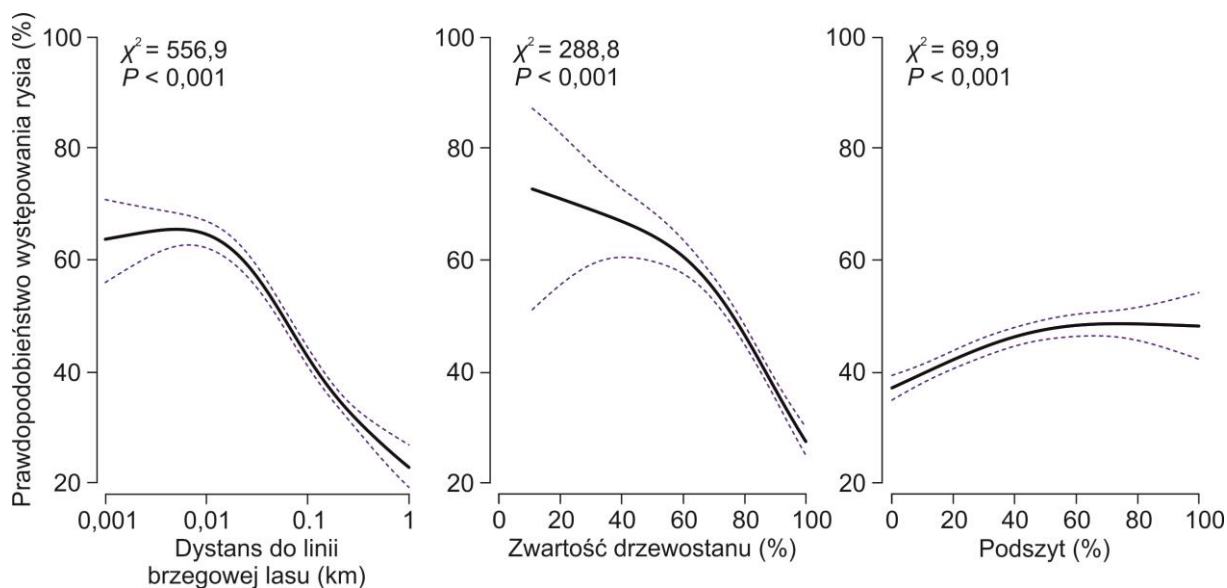
Prawdopodobieństwo występowania rysia zwiększało się wraz ze wzrastającą odległością od dróg wojewódzkich i krajowych. Rysie wykazywały największą preferencję (ponad 50% prawdopodobieństwo występowania) w stosunku do obszarów położonych w odległości od 0,1 do 4,0 km od najbliższych zabudowań (Ryc. 16).



Ryc. 16. Wybiórczość środowiskowa rysia na poziomie arealów osobniczych – wyniki modelu mikroskalowego. Dystans do dróg i zabudowy przedstawiono w skali logarytmicznej.

c) Model leśny

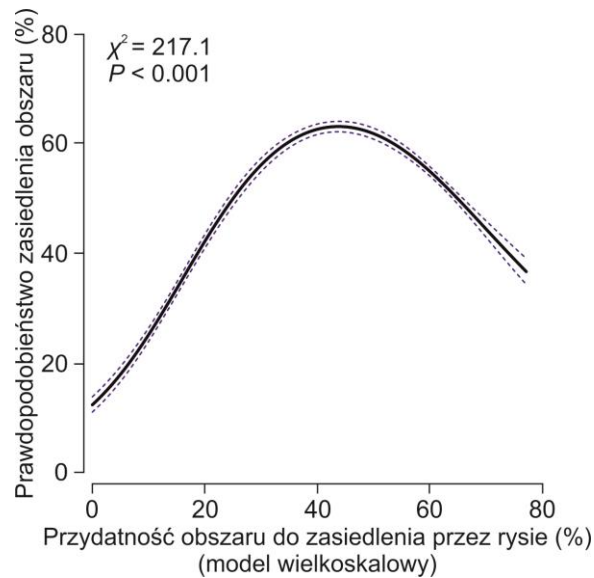
Z uwagi na istotną rolę obszarów leśnych w wybiórczości środowiskowej rysia w skali krajobrazu, przeprowadzono dodatkową analizę mikroskalową ograniczoną do terenów leśnych zawartych w arealach osobniczych rysia. Model leśny miał na celu wykazanie, czy cechy struktury środowiska leśnego: dystans do linii brzegowej lasu, zwartość drzewostanu oraz udział podszytu mają wpływ na użytkowanie środowiska przez rysie. Rysie użytkując kompleksy leśne preferowały obszary ekotonowe, tj. położone w najbliższym sąsiedztwie linii brzegowej lasu. Wraz ze wzrostem dystansu do linii brzegowej lasu zaobserwowano wyraźny spadek prawdopodobieństwa występowania rysia (Ryc. 17). Rysie preferowały również fragmenty kompleksów leśnych charakteryzujące się niską zwartością drzewostanów, tj. fragmenty drzewostanów obfitujące w śródleśne polany i luki. Prawdopodobieństwo występowania rysia wyraźnie malało wraz ze wzrostem zwartości drzewostanów powyżej 60%. Prawdopodobieństwo występowania rysia skorelowane było również z udziałem podszytu – wraz ze wzrastającym udziałem podszytu zwiększało się prawdopodobieństwo występowania rysia. Najwyższe prawdopodobieństwo występowania rysia zaobserwowano w lasach o udziale podszytu powyżej 40% (Ryc. 17).



Ryc. 17. Wybiórczość środowiskowa rysia na poziomie arealów osobniczych – wyniki modelu leśnego. Dystans do linii brzegowej lasu przedstawiono w skali logarytmicznej.

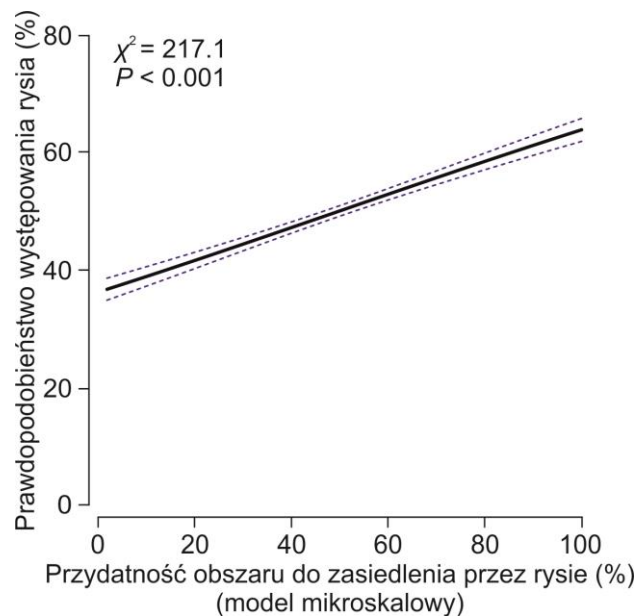
7. Wpływ antropogenicznych i naturalnych czynników środowiskowych na przebieg programu reintrodukcji

W celu określenia w jaki sposób antropogeniczne i naturalne czynniki środowiskowe wpłynęły na lokalizację arealów rysia oraz użytkowanie arealów przez rysie porównano wyniki modeli przydatności środowisk (model wielkoskalowy, model mikroskalowy) przygotowanych na potrzeby programu reintrodukcji rysia (Górny i in. 2017) z wybiórczością środowiskową rysia wyliczoną na podstawie zebranych danych telemetrycznych. Modele przydatności środowisk sporządzone przed rozpoczęciem akcji wypuszczania rysia na wolność miały przede wszystkim na celu wskazanie możliwie najlepszych obszarów do przeprowadzenia reintrodukcji rysia w Polsce zachodniej i północno-zachodniej. Uwzględniały one w różnych skalach przestrzennych zarówno naturalne czynniki środowiskowe (pokrycie terenu roślinnością drzewiastą, odległość od najbliższego lasu, udział podszytu, typ siedliskowy lasu, wiek drzewostanów), jak i czynniki antropogeniczne (udział obszarów zabudowanych, gęstość dróg publicznych). Wyniki analizy porównawczej wykazały, iż rysie na poziomie krajobrazu wybierały do zasiedlenia głównie obszary o pośrednim stopniu przydatności wskazanym przez model wielkoskalowy. Spadek prawdopodobieństwa zasiedlenia obszaru przez rysie przy wysokich wartościach przydatności zasiedlenia wskazanych przez model wielkoskalowy może sugerować, iż w obszarze objętym reintrodukcją wciąż występują miejsca o wysokiej jakości środowiskowej, które mogą być zasiedlone przez rysie w przyszłości (Ryc. 18).



Ryc. 18. Zgodność pomiędzy przewidywaniami wielkoskalowego modelu przydatności siedlisk dla rysia a prawdopodobieństwem zasiedlenia obszaru przez rysie.

W przypadku arealów osobniczych rysie użytkowały środowiska zgodnie z przewidywaniami modelu mikroskalowego. Prawdopodobieństwo występowania rysia wzrastało wraz ze wzrostem przydatności obszaru do zasiedlenia wskazanego przez model mikroskalowy. Innymi słowy, rysie użytkując środowiska zlokalizowane w obrębie stacjonarnych arealów preferowały obszary wskazane przez model mikroskalowy, jako te o najwyższej przydatności (Ryc. 19).

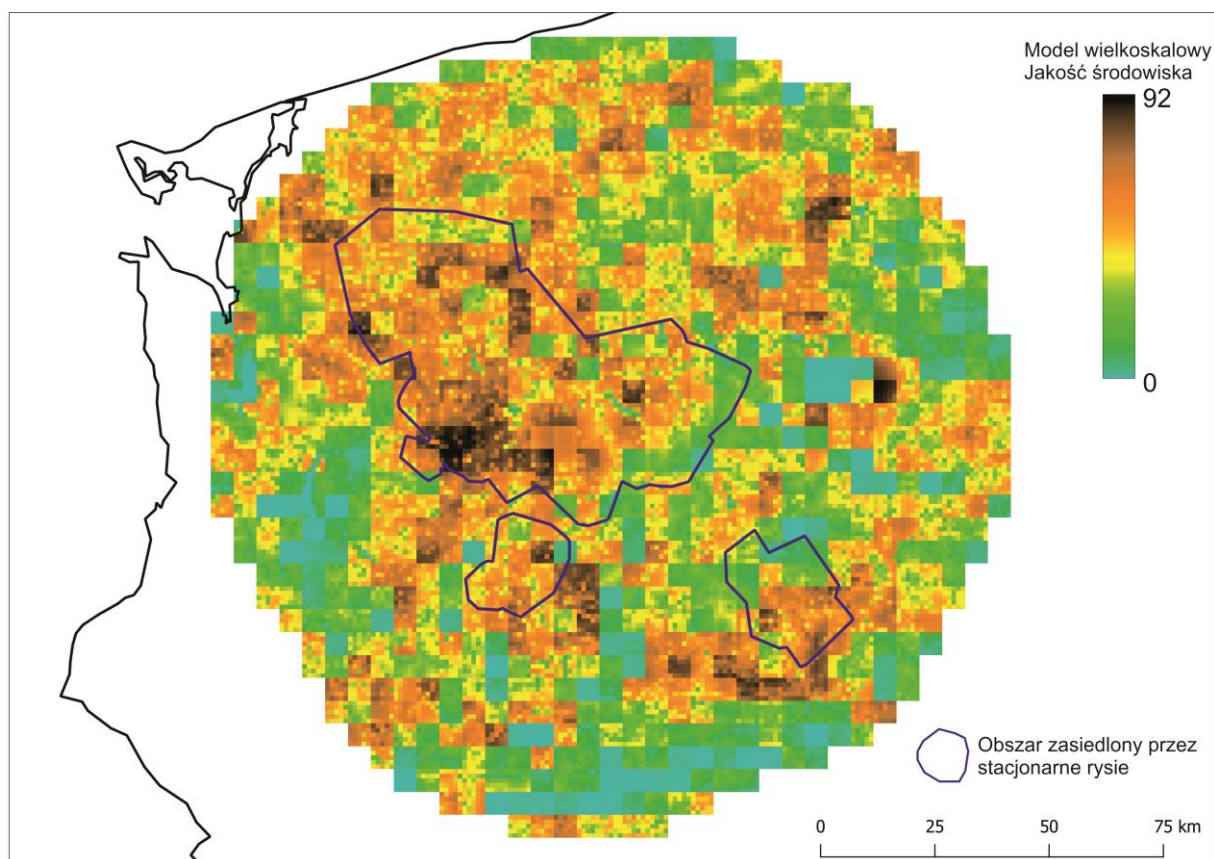


Ryc. 19. Zgodność pomiędzy przewidywaniami mikroskalowego modelu przydatności siedlisk dla rysia a prawdopodobieństwem występowania rysia w obrębie osobniczego arealu.

8. Modele odpowiedniości siedlisk (Habitat Suitability Models)

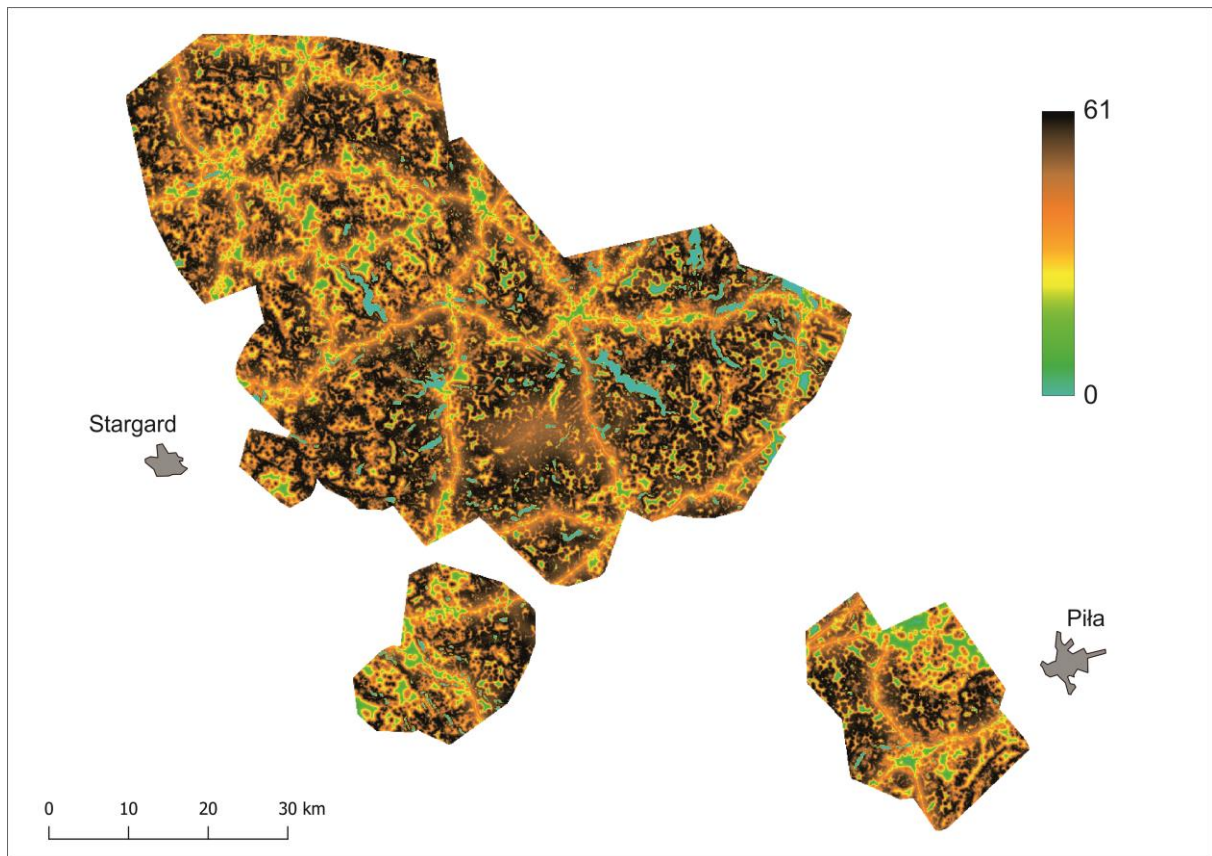
Wyniki modelowania odpowiedniości siedlisk (model wielkoskalowy, model mikroskalowy oraz model leśny) zostały przedstawione i opisane w rozdziale 6 niniejszego raportu. Przewidywania wyżej opisanych modeli posłużyły również do wygenerowania map odpowiedniości siedlisk dla rysia w północno-zachodniej Polsce. Dla modelu wielkoskalowego zakres mapy ograniczony został do obszaru wyznaczonego metodą Minimum Convex Polygon (95%) dla lokalizacji rysia użytkujących środowiska północno-zachodniej Polski (Ryc. 20). W przypadku modelu mikroskalowego i modelu leśnego zakres map objął łączny obszar, jaki zajmowały areale stacjonarnych rysia (Ryc. 21, Ryc. 22).

Model wielkoskalowy pokazuje, że obszary, w których rysie ustabilizowały swoje areale osobnicze po wstępnym okresie adaptacji w środowisku charakteryzują się najlepszą jakością pod względem parametrów środowiskowych zawartych w tym modelu. Innymi słowy, model ten potwierdził, iż rejon wyznaczony na reintrodukcję rysia spełnia podstawowe warunki istotne z punktu widzenia wymagań środowiskowych gatunku. Jednocześnie, mapa odpowiedniości siedlisk ilustruje, że wiele obszarów w północno-zachodniej Polsce spełniających w dużym stopniu te warunki nie została jeszcze przez rysie zasiedlona (Ryc. 20).



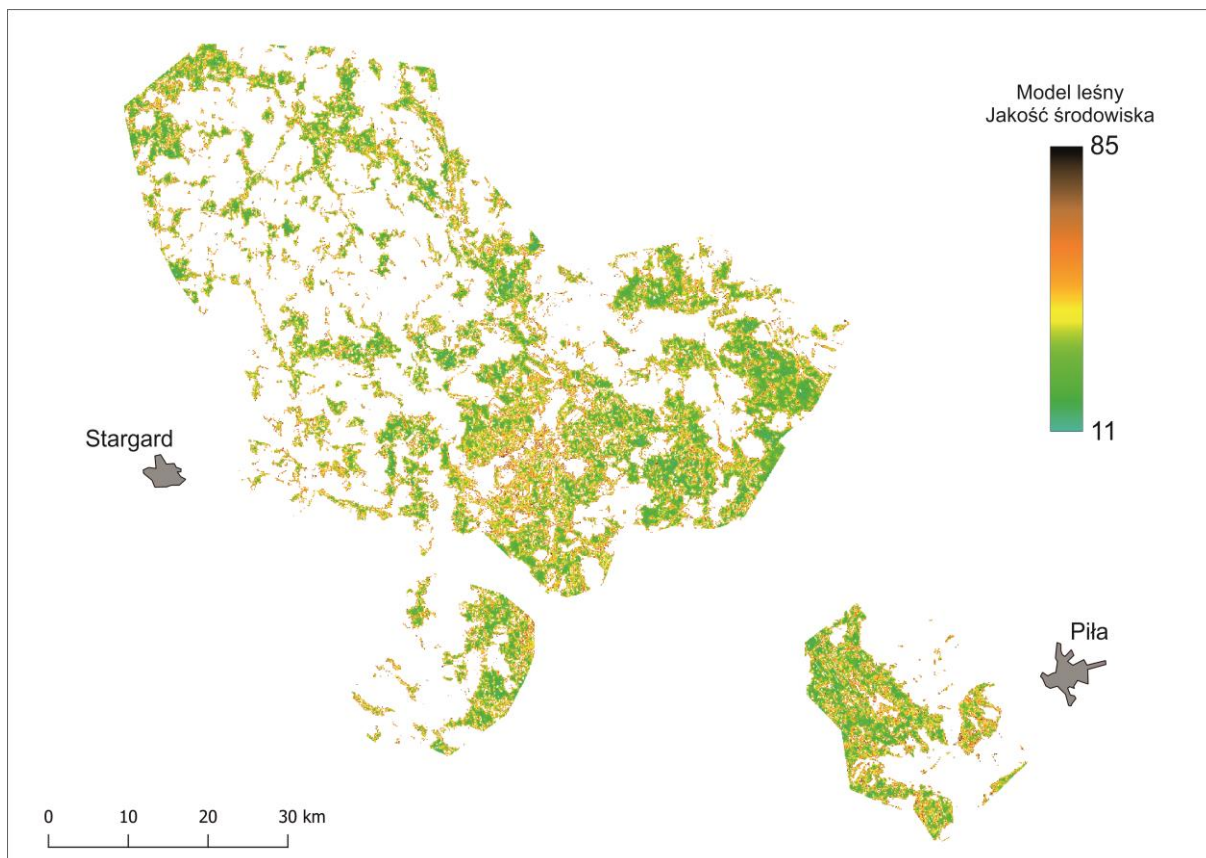
Ryc. 20. Rozmieszczenie środowisk przydatnych dla rysia w północno-zachodniej Polsce – wyniki modelu wielkoskalowego.

Model mikroskalowy przedstawiony na Ryc. 21, wykonany dla obszarów zajętych przez areale osobnicze reintrodukowanych rysie wykazał znaczne przestrzenne zróżnicowanie jakości środowisk. Jednak większość środowisk zlokalizowanych w tych obszarach charakteryzowała się średnią lub wysoką jakością – siedliska o najwyższym stopniu przydatności (ponad 50%) zajmowały 47,3% powierzchni terytoriów rysie. Obszary o najniższej przydatności zlokalizowane były głównie w pobliżu dróg i terenów zabudowanych (Ryc. 21).



Ryc. 21. Rozmieszczenie środowisk przydatnych dla rysia zlokalizowanych w obrębie arealów osobniczych – wyniki modelu mikroskalowego.

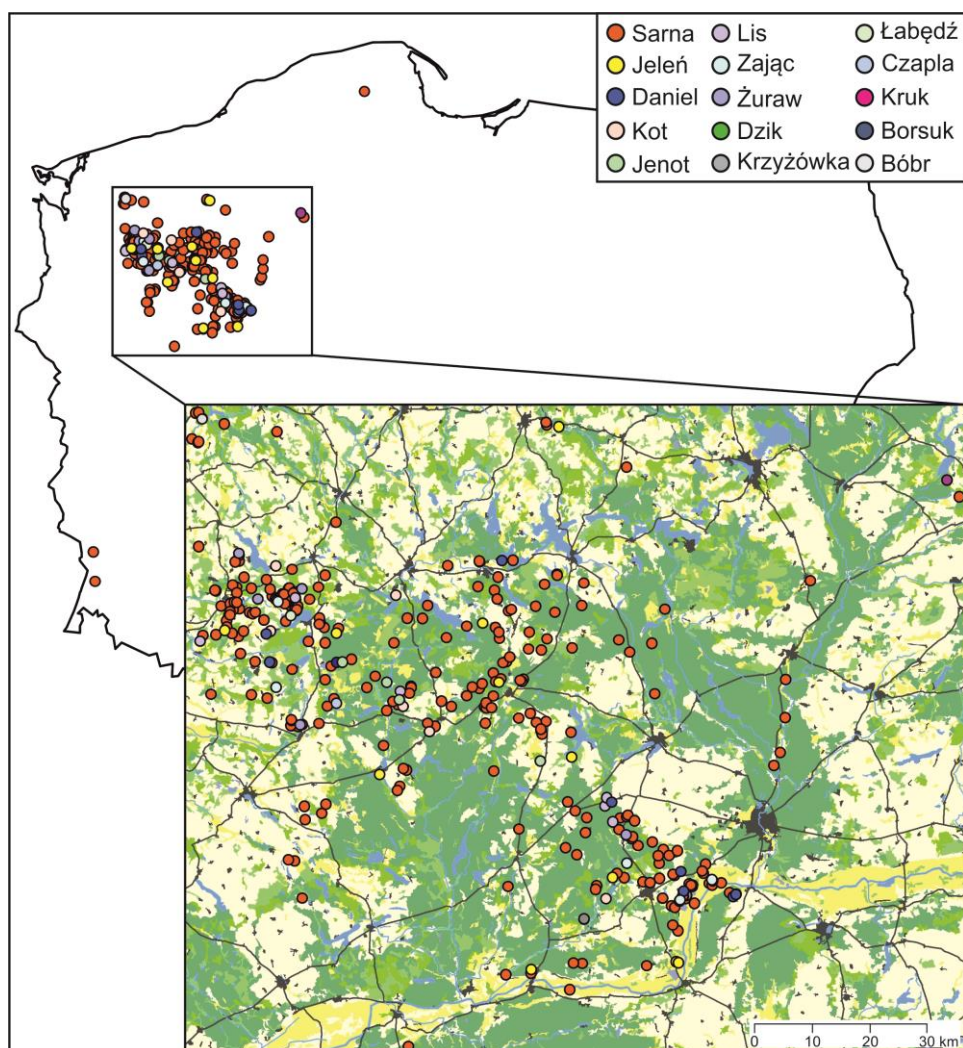
Mapa modelu mikroskalowego uwzględniającego strukturę obszarów leśnych (model leśny) pokazuje, że rysie w obrębie swoich arealów użytkując tereny lasów penetrują stosunkowo niewielki procent ich dostępnego obszaru. Siedliska o najwyższym stopniu (ponad 50%) przydatności pod względem odległości do linii lasu, zwartości drzewostanu i dostępności podszytu zajmują zaledwie 20,6% powierzchni lasów zawartych wewnątrz arealów osobniczych rysie (Ryc. 22). To z jednej strony może wskazywać na znaczne rozdrobnienie i rozproszenie przestrzenne najlepszych siedlisk, ale z drugiej, że rysie urodzone w niewoli szybko adaptują się do środowiska naturalnego użytkując je zgodnie z ich potrzebami biologicznymi obserwowanymi w naturalnych populacjach (Podgórski i in. 2008).



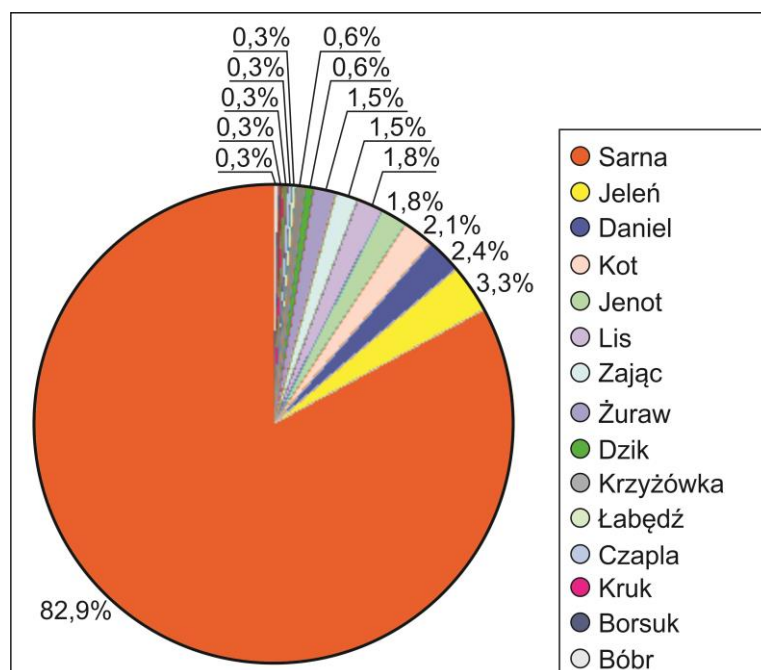
Ryc. 22. Rozmieszczenie środowisk leśnych przydatnych dla rysia zlokalizowanych w obrębie arealów osobniczych – wyniki modelu leśnego.

9. Ofiary rysia

Łącznie do dnia 31.12.2021r. odnaleziono 334 dzikie ofiary 53 reintrodukowanych rysia (Ryc. 23, Załącznik 19). Należy jednak wyraźnie zaznaczyć, że odnalezione ofiary nie oddają w pełni rzeczywistego składu gatunkowego pozyskiwanego przez rysie pokarmu. Wyszukiwanie i identyfikowanie ofiar rysia prowadzone było w trakcie projektu na podstawie analizy danych telemetrycznych, które pozwalają znajdować ofiary duże (sarna i większe), nie dając możliwości odnalezienia większości ofiar mniejszych (zając), przy których ryś nie zatrzymuje się dłużej. Małe ofiary rysia były odnajdywane wyłącznie przypadkowo i w zestawieniu są z pewnością niedoszacowane. Wśród ofiar występowały zarówno ssaki jak i ptaki. Rysie najczęściej polowały na sarny (82,9%), pozostałe gatunki padały ofiarami rysia z częstotliwością nie przekraczającą 4% (Ryc. 24).

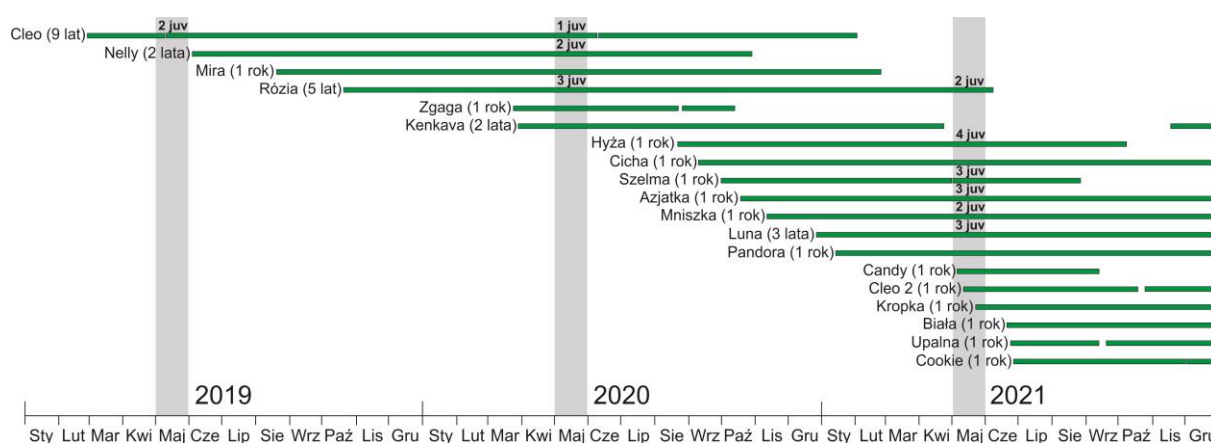


Ryc. 23. Rozmieszczenie ofiar rysi.



10. Sukces reprodukcyjny rysi

W analizach sukcesu reprodukcyjnego rysi uwzględniono jedynie dane z dorosłych samic (>1 rok), które zostały wypuszczone przed rują. Rozród (obserwacja kociąt) potwierdzony został w 77% z możliwych przypadków (Ryc. 24). U dwóch samic rozród został potwierdzony w dwóch kolejnych latach, przy czym warto zauważyć, że były to samice, które uwolniono do środowiska po pięciu i dziewięciu latach przebywania w hodowli. Łącznie do 31.12.2021 r. zarejestrowano narodziny 25 kociąt. Liczba młodych w miocie wahała się od 1 do 4 kociąt (średnia = 2,5 młodego na miot) (Ryc. 25).

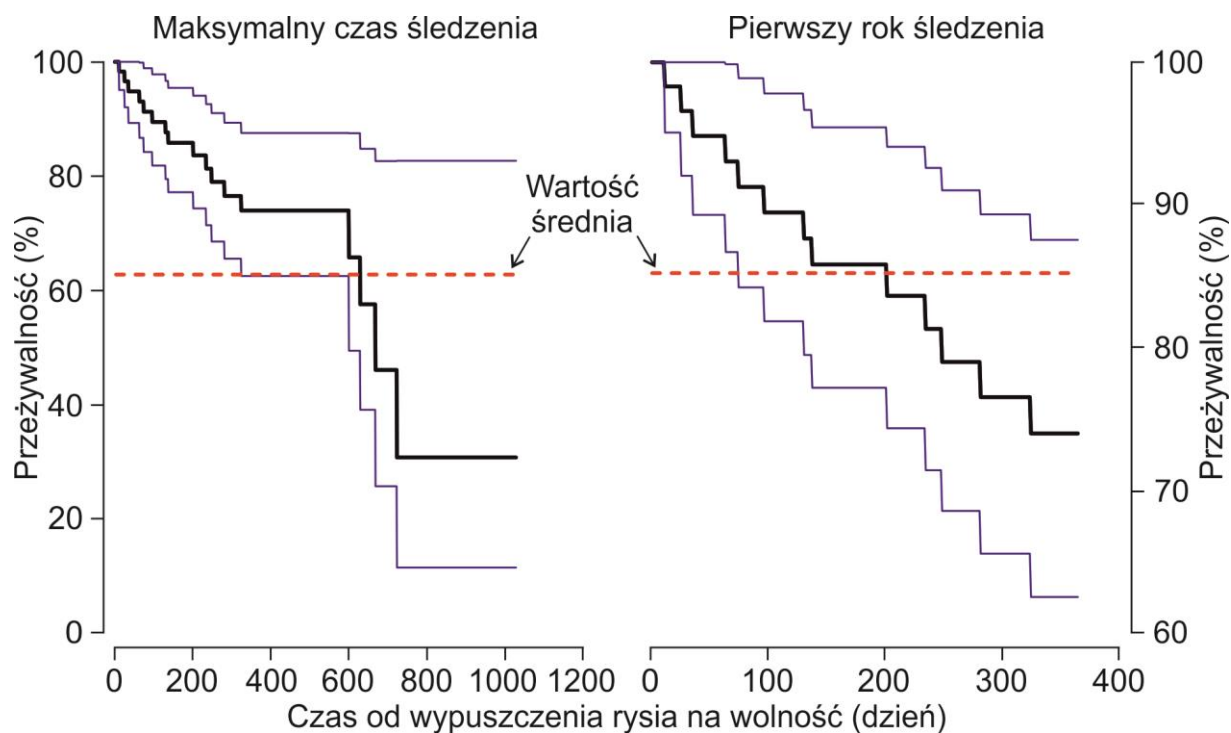


Ryc. 25. Okresy monitorowania dorosłych samic rysia reintrodukowanych w ramach projektu w latach 2019-2021 z informacją o liczbie miotów i liczbie urodzonych kociąt.

11. Przeżywalność rysi i czynniki ryzyka

Na podstawie zebranych danych o długości śledzenia osobników z wykorzystaniem telemetrii GPS oraz potwierdzonych przypadków śmierci rysi przeanalizowano przeżywalność rysi w okresie od 1 do 1029 dnia (maksymalny czas śledzenia rysi) od wypuszczenia rysi na wolność. Wyniki analiz wykazały, iż średnia przeżywalność rysi w wyżej wymienionym okresie wyniosła 62,7%, natomiast w pierwszym roku od wypuszczenia 85,2% (Ryc. 26, Załącznik 20). Przeżywalność rysi w pierwszym roku od wypuszczenia była zbliżona do przeżywalności rysi wykazywanej w populacjach naturalnych (63%; Jędrzejewski i in. 1996) i reintrodukowanych (osobniki dorosłe – 76%, osobniki młodociane – 53%; Breitenmoser-Würsten i in. 2007). Wypadki komunikacyjne i zarażenie świerzbowcem stanowiły najczęstsze, rozpoznane przyczyny śmierci (odpowiednio 27,8% i 22,2%). Pozostałe cztery rysie, dla których udało się ustalić przyczynę śmierci padły z powodu nieżyty jelit (5,6%), zaciopowania jelita prostego (5,6%), zawału serca (5,6%) oraz ataku innego drapieżnika

(5,6%). W pozostałych przypadkach (27,8%) przyczyny śmierci nie udało się ustalić (Załącznik 20).



Ryc. 26. Przeżywalność rysia w kolejnych dniach od wypuszczenia na wolność.

II. WYTYCZNE DO METODYKI REINTRODUKCJI RYSIA

1) Analiza danych z projektu „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski”

a) Źródło pozyskiwania rysia, hodowla, struktura wiekowo-plciowa, adaptacja

W latach 2019–2021 w ramach projektu „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski” wypuszczono na wolność 62 rysie (26 samic i 36 samców). Zwierzęta zostały pozyskane z 27 ogrodów zoologicznych i ośrodków hodowlanych znajdujących się w pięciu krajach tj. Polska, Austria, Niemcy, Łotwa i Estonia. Warunki jakie panowały w ośrodkach były bardzo zróżnicowane: od niewielkich, liczących kilka arów wolier po duże 4 hektarowe wybiegi. Jednak wielkość wybiegu prawdopodobnie nie wpływała na behavior zwierząt (reakcję na obecność ludzi), gdyż rysie hodowane w zagrodach o większych powierzchniach były często przyzwyczajane do przychodzenia pod ogrodzenie w porach karmienia. Średnia wieku osobników w momencie ich przywiezienia do ośrodka adaptacyjnego wynosiła 1,5 roku. Najmłodsze rysie miały około 3,5 miesiąca, przy czym przed wypuszczeniem przebywały one w zagrodach adaptacyjnych jeszcze przez kolejne 6 miesięcy, aby osiągnęły wiek, w którym drapieżniki te w naturalnych warunkach rozpoczynają samodzielne życie. Najstarszy osobnik przebywał w hodowli prawie 9 lat (Tabela 2).

Po przywiezieniu na teren projektu, rysie były przetrzymywane w zagrodach adaptacyjnych średnio przez 116 dni, przy czym najkrótszy okres adaptacji wyniósł 5 dni, a najdłuższy 1385 dni. Drapieżniki przebywały pojedynczo w zagrodach o powierzchni ok. 0,5 ha porośniętych naturalną roślinnością (drzewa, krzewy) ułatwiającą schronienie (Ryc. 27). Karmiono je głównie całymi tuszami zwierząt pochodzących z wypadków drogowych (sarna, daniel, jelen). Pokarm był podawany przez 1-2 osoby z zachowaniem środków ostrożności w celu ograniczenia zapachu człowieka (np. rękawiczki gumowe). Obecność ludzi przy zagrodach była ograniczona do niezbędnego minimum, wyłącznie w celu karmienia. Zwierzęta znajdowały się pod stałą opieką weterynaryjną.



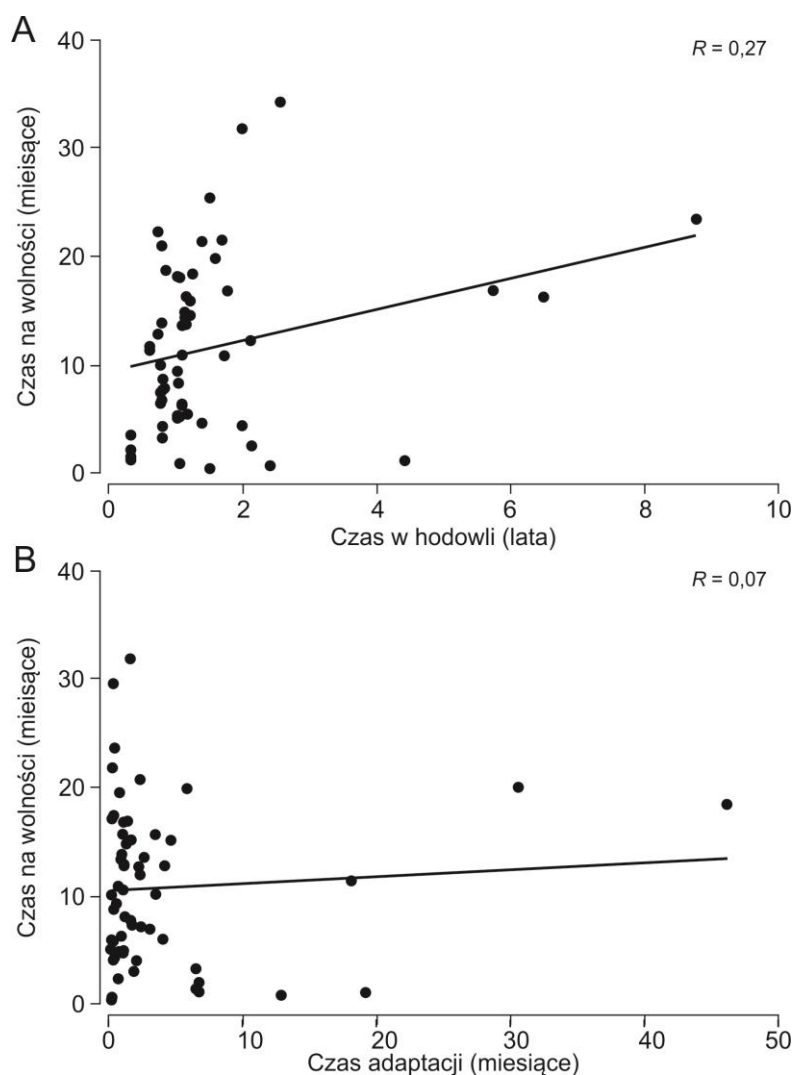
Ryc. 27. System zagród w Dłusku

Wszystkim (z wyjątkiem trzech osobników, które wydostały się samodzielnie z zagrody) wypuszczanym rysiom zakładano obroże telemetryczne, aby umożliwić śledzenie ich przemieszczania się w terenie i monitorować proces ich przystosowywania się do życia na wolności (Ryc. 28). W analizowanym okresie od rozpoczęcia projektu do 31 grudnia 2021 r. zarejestrowany czas monitorowania rysia po wypuszczeniu na wolność wynosił średnio 11,6 miesięcy. Większość zwierząt (42 osobniki) przeżyła minimum 6 miesięcy, przy czym należy zaznaczyć, że okres ten jest limitowany terminem zakończenia zbioru danych objętych tym raportem (część zwierząt jest nadal obserwowana w roku 2022). Najdłuższy okres życia i obserwacji rysia na wolności wynosił ponad 34 miesiące (Tabela 2).



Ryc. 28. Zakładanie obroży telemetrycznej przed wypuszczeniem rysia na wolność.

Długość monitorowanego czasu życia rysia na wolności była w niewielkim stopniu dodatnio skorelowana z czasem przebywania w niewoli (przed sprowadzeniem ich do ośrodka adaptacyjnego) ($R = 0,27$, $P = 0,04$) oraz nie skorelowana z długością okresu adaptacji ($R = 0,07$, $P = 0,61$) (Ryc. 29). Przykładowo, najstarsza sprowadzona rysica (Cleo), która spędziła w niewoli prawie 9 lat, po krótkim okresie adaptacji, trwającym 9 dni była jednym z najdłużej żyjących rysia na wolności, gdzie przeżyła prawie 2 lata. Samica ta dwukrotnie rodziła młode na wolności, a padła m.in. w wyniku zarażenia się świerzbowcem.



Ryc. 29. Wykresy korelacji między czasem życia rysia na wolności a czasem spędzonym w niewoli (A) oraz okresem adaptacyjnym (B).

Liczba i struktura płciowo-wiekowa osobników

W projekcie „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski” położono główny nacisk na zapoczątkowanie populacji z jak największej liczby osobników-założycieli o sprawdzonym rodowodzie i genotypie. Miało to na celu uniknięcie niepowodzeń poprzednich programów reintrodukcji rysia w Europie, które skutkowały utworzeniem populacji o dużym poziomie inbrodu (chowu wsobnego) (Mueller i in. 2022). W programie wzięły udział 62 rysie, z czego 26 osobników stanowiły samice, a 36 samce (Tabela 2). Przewaga samców wśród wypuszczanych rysia jest z jednej strony efektem dostępności zwierząt w ośrodkach hodowlanych (większa śmiertelność samic w pierwszych 6 miesiącach życia, ale z drugiej strony wynika z wyższej śmiertelności dorosłych samców żyjących na wolności (Premier i in., w przygotowaniu), dlatego ważne było, aby tworząc nową populację w niezasiedlonym

przez ten gatunek terenie uwzględnić prawdopodobne straty wśród samców. W istocie, 63% (11 z 18 padłych) rysi, które zginęły podczas projektu były samcami.

Większość rysi uczestniczących w projekcie była w drugim (52,5%) lub pierwszym (28,8%) roku życia. Mniej liczną grupą były osobniki w wieku powyżej dwóch lat (13,6%) i poniżej pół roku życia (5,1%). Wiek rysi (równoważny z czasem przebywania w hodowli), jak pokazano wyżej, miał jednak niewielki wpływ na długość czasu ich życia monitorowanego po wypuszczeniu na wolność. Wśród osobników, które przeżyły najdłużej były również rysie najstarsze, w tym samica, która do projektu dołączyła w wieku prawie 9 lat. Również na grupę tych osobników, które żyły najkrócej (poniżej 6 miesięcy) składały się zarówno rysie najmłodsze, jak i kilkuletnie.

b) Monitoring funkcjonowania rysi na wolności

Użytkowanie przestrzeni

Po wypuszczeniu na wolność rysie przemieszczały się w poszukiwaniu dogodnego obszaru do osiedlenia się na zróżnicowane odległości. Kilka osobników opuściło obszar objęty programem reintrodukcji, nawet na odległości przekraczające 500 km. Część z tych rysi zostało odłowionych i ponownie wypuszczonych w obszarze reintrodukcji. Należy jednak podkreślić, iż większość wypuszczonych osobników użytkowała obszary przewidywane w projekcie do zasiedlenia przez ten gatunek (Ryc. 30).



Ryc. 30. Azjotka i Dawid na wolności.

Zarówno mobilność rysi jak i wielkość ich areałów zwiększała się wraz z czasem od wypuszczenia ich na wolność, przy czym od około 12 miesięcy oba parametry ulegały stabilizacji. Może to dowodzić, iż po upływie roku większość wypuszczonych osobników odnajdywała dogodny do zasiedlenia obszar i zakładało w nim stacjonarny areał.

Co ważne, organizacja przestrzenna terytoriów wypuszczanych rysi była podobna do tej obserwowanej w naturalnych populacjach gatunku. Wielkości areałów osobniczych ustalone dla okresów, w których rysie użytkowały przestrzeń w sposób osiadły, były zbliżone do tych, zarejestrowanych w Puszczy Białowieskiej (Schmidt 2008). Największe areały osobnicze tych drapieżników stwierdzono w północnej Norwegii, gdzie ich powierzchnia osiągała nawet 4800 km² (Linnell i in. 2021). Podobnie, jak w populacjach naturalnych, samce przemieszczały się na większe odległości i użytkowały większe obszary niż samice. Wykazywały również charakterystyczną dla dzikich rysi zmienność sezonową przemieszczeń wykazując największą mobilność w okresie rui (samce), a najniższą w okresie wychowu młodych (samice). Podobieństwo do naturalnych populacji zauważono również odnośnie przestrzennego rozmieszczenia osobników. W największym stopniu areały osobnicze nakładały się w przypadku sąsiadujących ze sobą osobników różnych płci, a w najmniejszym stopniu w przypadku areałów samic. Podobne wyniki uzyskano zarówno w naturalnych populacjach rysi z Puszczy Białowieskiej i w Szwecji (Schmidt i in. 1997, Mattison et al. 2011) oraz w populacji reintrodukowanej w Szwajcarii (Bretitenmoser-Würsten i in. 2007).

Zdobywanie pokarmu

Ważnym wyznacznikiem powodzenia reintrodukcji dużych drapieżników jest umiejętność samodzielnego pozyskiwania pokarmu i jego skład. Rysie wypuszczane na wolność po okresie adaptacyjnym, podczas którego karmione były pokarmem naturalnym (tusze dzikich gatunków zwierząt), wykazywały dużą sprawność łowiecką. Odnaleziono szczątki 334 ofiar należące do piętnastu gatunków zwierząt zabitych przez 53 rysie (Załącznik 19). Wśród odnalezionych ofiar głównym gatunkiem, na który skutecznie polowały rysie była sarna, gdyż jej udział wśród wszystkich upolowanych ofiar wyniósł 83% (Ryc. 31, Ryc. 32). Należy podkreślić, że właśnie sarna jest najczęstszą zdobyczą dzikich rysi żyjących w naturalnych populacjach w Europie (Jędrzejewski i in. 1993).



Ryc. 31. Ofiary upolowane przez rysie na wolności. Zwracają uwagę charakterystyczne dla gatunku ślady zagrzebywania ofiary pod dostępnym materiałem (liście, trawa, sierść ofiary).



Ryc. 32. Ofiara rysia całkowicie ukryta pod ściółką.

Tylko w przypadku sześciu rysi odnotowano sytuacje, gdy drapieżniki zabiły zwierzęta hodowane przez człowieka (daniele hodowlane, kury, koza; Załącznik 21). Były to jednak incydentalne zdarzenia w historii każdego z tych osobników, które wynikały z ich złego stanu zdrowia (zarażenie świerzbem), bądź okoliczności sprzyjających pozyskaniu łatwej zdobyczy (źle zabezpieczona hodowla danieli). Co ważne, po interwencji (odłowieniu, lub leczeniu) rysie nie przejawiały więcej zainteresowania domowym inwentarzem. Dane te świadczą o wysokim dostosowaniu się rysy urodzonych i wychowanych w niewoli do życia na wolności bez wchodzenia w konflikty z człowiekiem.

Śmiertelność

Spośród 62 rysi wypuszczonych na wolność, 18 zostało znalezionych martwych. Rysie te żyły na wolności średnio 8 miesięcy. Samica, która żyła najkrócej (12 dni) zginęła przejechana przez pociąg. Maksymalna długość życia rysy spośród tych które padły w czasie trwania projektu wyniosła ponad 23 miesiące (Tabela 2). Wypadki komunikacyjne i zarażenie świerzbowcem stanowiły najczęstsze, rozpoznane przyczyny śmierci (odpowiednio 27,8% i 22,2%). Pozostałe cztery rysie, dla których udało się ustalić przyczynę śmierci padły z

powodu nieżyty jelit (5,6%), zaccopowania jelita prostego (5,6%), zawału serca (5,6%) oraz ataku innego drapieżnika (5,6%). W pozostałych przypadkach (27,8%) przyczyny śmierci nie udało się ustalić.

Dużym sukcesem projektu było skuteczne wyleczenie rysi zarażonych świerzbowcem. W okresie objętym raportem (do 31.12.2021) dotyczyło to dwóch samców (Rudy i Rumcajs) (Tabela 2). Jeden z tych drapieżników został odłowiony z powodu wysoko zaawansowanej inwazji tych pasożytów po prawie trzech latach przebywania na wolności, natomiast drugi po około ośmiu miesiącach od wypuszczenia. Po 2-4-miesięcznej kuracji i rehabilitacji zostały one повторно wypuszczone na wolność (Ryc. 33).



Ryc. 33. Rudy odłowiony z powodu świerzbu.

Warto nadmienić o kolejnych przypadkach rysi (w tym samicy Azjatyki, którą odłowiono wraz z 3 kociętami) już po okresie sprawozdawczym (w roku 2022). Wszystkie osobniki wykazywały oznaki zarażenia świerzbem i po leczeniu zostały wypuszczone na wolność (Tabela 2) (Ryc. 34). Samicy Cleo odłowionej i wyleczonej ze świerzbu nie udało się uratować (padła z powodu zawału serca). Nie udało się także uratować skrajnie wycieńczonej, zarażonej świerzbowcem samicy Hyżej. W sumie w trakcie projektu udało się odłowić 8 osobników zarażonych świerzbowcem. W sumie wyleczono i ponownie wypuszczono na wolność 5 osobników, a kolejny osobnik jest w trakcie leczenia (maj 2022). Te przypadki pokazują istotną potencjalną możliwość skutecznych interwencji i leczenia zwierząt nawet

przy wysoko zaawansowanej chorobie, co wpływa pozytywnie na efektywność programu reintrodukcji tego gatunku.



Ryc. 34. Wypuszczenie Azjatyki z urodzonymi na wolności córkami po wyleczeniu ze świerzbu.

Rozród

W czasie trwania projektu odnotowano dziesięć przypadków urodzenia młodych przez osiem różnych samic (Ryc. 35). Samice przebywające na wolności urodziły łącznie 25 kociąt (Tabela 2), przy czym ta liczba może być większa, gdyż istnieje wysokie prawdopodobieństwo, że nie wszystkie przypadki porodów udało się potwierdzić. Dwie rysice (Różia i Cleo) rodziły dwukrotnie w kolejnych latach. W miocie rodziło się średnio 2,5 kociąt. Maksymalna liczba wyniosła 4 kocięta (zdarza się to niezwykle rzadko w naturalnych warunkach), a najmniej jedno młode. Spośród 25 kociąt do końca okresu objętego raportem padło 5 rysi. Jedno z nich padło z powodu zarażenia świerzbem, dwoje innych w wyniku utraty matki, a jedna samica straciła dwójkę kociąt w pierwszym miesiącu po porodzie z nieznanych przyczyn. Sześć innych kociąt zginęło już w roku 2022 głównie (71%) z powodu zarażenia świerzbem. Rozmnażanie się rysi w nowotworzonej populacji jest najważniejszym wskaźnikiem sukcesu programu reintrodukcji tego dużego drapieżnika. Pierwsze pokolenie

kociąt, które przyszły na świat na wolności będzie stanowić istotną część populacji, która powinna gwarantować trwały efekt projektu. Zwierzęta te powinny być w pełni przystosowane do samodzielnego życia w środowisku i wykazywać naturalne zachowanie i bojaźń przed człowiekiem.



Ryc. 35. Kocięta reintrodukowanych rysi urodzone na wolności. Po lewej potomstwo Szelmy urodzone w 2021 r., po prawej potomstwo Luny urodzone w 2022 roku.

Pięć rysi zostało odłowionych i przesiedlonych w inne miejsca (Tabela 2) (Ryc. 36). Powodem przesiedlenia dwóch samców były pojedyncze incydenty ataków na daniele w zamkniętych hodowlach. Dwie samice zostały odłowione, gdyż pojawiały się w pobliżu siedzib ludzkich, natomiast w przypadku jednego osobnika postanowiono o jego przeniesieniu, ponieważ wywędrował poza obszar reintrodukcji. Te pięć osobników po przesiedleniu nie sprawiały więcej problemów. Jeden ryś (samiec Piernik) został odłowiony i umieszczony na stałe w hodowli, gdyż nie przejawiał bojaźni przed człowiekiem. Dwa inne rysie po odłowieniu nie mogły wrócić do środowiska, ponieważ nie pozwalał na to stan ich zdrowia (zarażenie świerzbowcem, problemy neurologiczne). Warte jest podkreślenia, że pięć osobników, w tym rysica z kociętami, które zarażyły się świerzbem zostały wyleczone i wypuszczone na wolność (Tabela 2).



Ryc. 36. Odłowienie Azjatki zarażonej świerzbem.

Charakterystyka środowiskowa obszarów reintrodukcji

Na podstawie przeprowadzonych analiz opisanych w rozdziale 6 (Część I) można stwierdzić, że w obszarze reintrodukcji rysie wybierały cechy środowiska zgodne z ich biologią, tzn. użytkowały tereny leśne, choć z wyraźną tendencją do przebywania w niedużej odległości od linii brzegowej lasu, charakteryzujące się jednocześnie stosunkowo wysokimi zagęszczeniami saren. Z uwagi na fakt, że sarny preferują środowiska ekotonowe (skraj obszarów leśnych i terenów otwartych), taki sposób wykorzystywania środowiska przez drapieżniki gwarantuje dobre warunki zdobywania pokarmu. Analiza pokazała również, że rysie unikały antropogenicznych cech krajobrazu, takich jak zabudowa i drogi, co świadczy o szybkiej adaptacji zwierząt wychowanych w niewoli do warunków naturalnych (Ryc. 37).



Ryc. 37. Luna z kociętami urodzonymi w 2021 roku.

W obrębie arealów osobniczych, rysie wybierały jednak głównie takie fragmenty lasu, które w najwyższym stopniu odpowiadały ich wymaganiom biologicznym, charakteryzujące się jednocześnie stosunkowo małą odległością od linii brzegowej lasu, niską do średniej zwartością drzewostanu (do ok. 60-70%) oraz wysokim udziałem podszytu w strukturze lasu. Te właściwości wskazują, że środowisko użytkowane przez rysie musi zapewniać zarówno dostępność do miejsc preferowanych przez ich główne ofiary – sarny (strefa ekotonu i śródleśne polany) oraz pokrywę roślinności (podszytu) umożliwiającą bliskie podchodzenie do ofiar, co jest ważne w przypadku drapieżnika polującego z wykorzystaniem osłony. Jednak należy zaznaczyć, że powierzchnia siedlisk leśnych, które spełniają te wszystkie warunki w najwyższym stopniu (przydatne w minimum 50%) zajmowała tylko 20,6% obszaru użytkowanego przez rysie, które ustanowiły stabilne terytoria (Ryc. 20).

2) Analiza metodyki przyjętej we wcześniejszych projektach reintrodukcji rysia w Polsce i innych krajach

Dotychczasowe programy reintrodukcji rysia w Europie opierały się na trzech zasadniczych metodach:

- 1) translokacje (pozyskanie dzikich zwierząt z istniejących autochtonicznych populacji i przesiedlenie ich do obszaru reintrodukcji),
- 2) hodowla i rozmnażanie zwierząt w celu wypuszczania na wolność ich potomstwa,
- 3) pozyskiwanie zwierząt z ośrodków hodowlanych w celu ich wypuszczenia na wolność.

Modyfikacją metody nr 2 jest metoda nazywana „born to be free”, polegająca na stopniowym przyuczaniu kociąt będących pod opieką matki do życia na wolności. Dzięki specjalnej konstrukcji klatki kocięta mogą swobodnie wychodzić na zewnątrz do momentu osiągnięcia rozmiarów uniemożliwiających im powrót do klatki. W przypadku translokacji stosowane są dwie modyfikacje nazywane „soft release” i „hard release”, z których pierwsza polega na zastosowaniu okresowej kwarantanny i adaptacji do nowego środowiska, a druga na wypuszczeniu zwierząt bezpośrednio po przewiezieniu do docelowego miejsca reintrodukcji. Losy zwierząt po wypuszczeniu są najczęściej monitorowane przy pomocy telemetrii (wyjątek – program w Górach Harz w Niemczech).

a) Programy reintrodukcji rysia w Polsce

W Polsce przed rozpoczęciem niniejszego projektu przeprowadzono dwa programy reintrodukcji rysia. Pierwszy z nich realizowano w latach 1993–2000 w Puszczy Kampinoskiej (Böer i in. 2000), a drugi w Puszczy Piskiej w latach 2004–2018 (Jakimiuk 2015, inf. ustna).

- 1) Projekt w **Puszczy Kampinoskiej** polegał na metodzie pozyskiwania zwierząt z ośrodków hodowlanych i poddawaniu ich przed wypuszczeniem „treningowi” trwającemu od 10 do 453 dni (średnio 192 dni). Łącznie pozyskano i wypuszczono 31 rysia (14 samców i 17 samic). Czternaście rysia padło w trakcie projektu głównie na skutek wypadków drogowych. Średni czas życia wyniósł 272 dni (zakres od 47 do 952 dni). Pięć osobników zostało odłowionych z powodu regularnego odżywiania się zwierzętami domowymi. Sześć samic urodziło na wolności i wychowywało 1-2 kocięta. Oceniono, że w wyniku projektu, po jego zakończeniu w roku 2000 na

obszarze objętym reintrodukcją przebywało 19 rysi (w tym 9 urodzonych na wolności) (Böer i in. 2000).

- 2) W projekcie w **Puszczy Piskiej** wzięło udział również 31 osobników (16 samców, 15 samic). Dwadzieścia pięć rysi zostało wprowadzone metodą „**born to be free**” (BTF), a 6 przez translokację dzikich rysi z Estonii. Kocięta rodziły się w wolierach hodowlanych zlokalizowanych na terenie Puszczy Piskiej lub też w ośrodku hodowlanym w Kadzidłowie, po czym były przewożone wraz z matką do wolier reintrodukcyjnych. Urodzone w ramach programu BTF kocięta przebywały z matkami 6 lub 12 tygodni, po czym zaczynały samodzielnie opuszczać wolierę. Rysie wychodzące na zewnątrz do środowiska naturalnego, jeszcze przez długi czas (nawet do 12 miesięcy) przebywały w lesie w pobliżu wolier, gdzie wykładano dla nich pokarm. W miarę upływu czasu młodociane osobniki przebywające na wolności były dokarmiane z coraz rzadszą częstotliwością (Jakimiuk 2015). Od 2010 roku rozpoczęto monitorowanie młodocianych rysi przy pomocy obroży telemetrycznych. Obroże były zakładane osobnikom w wieku 10-11 miesięcy. Jednak nie wszystkie osobniki udało się w tym celu odłowić. Były one jednak znakowane czipami, dzięki czemu uzyskano informacje o sześciu przypadkach śmierci, z których co najmniej dwa były wynikiem kolizji z samochodami. Wysoka śmiertelność była odnotowana u osobników młodocianych w okresie do 10 miesiąca życia (przed założeniem obroży telemetrycznej). W latach 2016-2019 z 11. młodocianych osobników 5 nie przeżyło dłużej niż 7 miesięcy. Z sześciu translokowanych rysi do Puszczy Piskiej (3 samce i 3 samice) 5 zostało wypuszczonych metodą „hard release”, bezpośrednio po przywiezieniu, a jeden (młodociana samica) był przetrzymywany na 8-tygodniowej kwarantannie. Dwa rysie zostały znalezione martwe (jeden z nich w tym samym roku, a drugi po trzech latach życia na wolności). Rozmnażanie zaobserwowano w przypadku samicy translokowanej z Estonii, która przed wypuszczeniem przeszła okres kwarantanny.

Zaobserwowana śmiertelność rysi w młodym wieku wypuszczanych metodą BTF może sugerować, że metoda ta nie gwarantuje skutecznego przystosowywania się młodych drapieżników do samodzielnego życia. Jednak ponieważ nie monitorowano telemetrycznie wszystkich osobników wprowadzanych do środowiska tą metodą, trudno ocenić rzeczywistą skalę śmiertelności. Program reintrodukcji rysia w Puszczy

Piskiej trwał łącznie 14 lat. Ocena efektywności projektu przeprowadzona w 2015 r. wykazała występowanie co najmniej 10 rysi na Pojezierzu Mazurskim (Jakimiuk 2015). Występowanie lokalnej populacji rysi w tym regionie, potwierdza również raport z projektu „Pilotażowego monitoringu rysia i wilka w Polsce w latach 2017-2020” prowadzonego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ). W sezonie 2019/2020 występowanie rysi stwierdzono na obszarze 1500 km² Pojezierza Mazurskiego, w tym 500 km² określono, jako obszar stałego występowania tego gatunku. Zimowe tropienie i obserwacje całoroczne prowadzone na stanowisku monitoringowym w Puszczy Piskiej w 2018 r. (główny kompleks leśny Pojezierza Mazurskiego) wykazały 10 stwierdzeń osobników, w tym samicę z 2. kociętami (Śmietana i in 2020). Jednak monitoring przeprowadzony w roku 2021 na terenie Puszczy Piskiej przy pomocy pułapek włosowych i badań genetycznych wykazał obecność już tylko czterech osobników, wyłącznie płci męskiej (Ratkiewicz i in. 2021). Wydaje się, że stosunkowo niskie zagęszczenie oraz słaba reprodukcja rysi na tym obszarze może wynikać przede wszystkim ze znacznego rozciągnięcia w czasie procesu reintrodukcji, gdy rocznie do środowiska wprowadzano średnio 2 rysie. Ważnym ograniczeniem było również telemetryczne śledzenie losów tylko części zwierząt, przez co brakuje danych, aby w pełni ocenić efektywność programu.

b) Inne programy reintrodukcji rysia w Europie

Spośród programów reintrodukcji rysia w Europie uzyskano dane porównawcze z Niemiec (Góry Harz), Szwajcarii (Alpy) i Słowenii/Chorwacji (Alpy Julijskie i Góry Dynarskie).

- 1) Celem programu reintrodukcji rysia w **Górach Harz** było utworzenie nowej populacji na obszarze, gdzie rysie nie występowały, oddalonym od najbliższej populacji tych kotów w Lesie Bawarskim o ponad 300 km. Projekt prowadzono w latach 2000-2006 i w tym czasie wypuszczono 24 osobniki (15 samic i 9 samców) (Anders i Middelhoff 2021). W programie wzięły udział głównie rysie młode (1-2 letnie), ale część osobników stanowiły zwierzęta ponad 3 letnie (O. Anders inf. ustna). Wszystkie osobniki pochodziły z ogrodów zoologicznych i parków dzikich zwierząt, podobnie jak w projekcie „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski”, lecz nie były one wyposażane w nadajniki telemetryczne. Rysie przed wypuszczeniem na wolność były początkowo trzymane w celu aklimatyzacji przez około 7 dni w wolierach o powierzchni 100 m², a następnie przemieszczane do większej 4-ha zagrody na okres

adaptacyjny (kilka tygodni), w czasie którego były przyzwyczajane do spożywania pokarmu złożonego z dzikich gatunków zwierząt (sarna, jeleni). Spośród ośmiu rysi, które znaleziono martwe po wypuszczeniu na wolność, większość padła z powodu inwazji świerzbowca (4 osobniki), a pozostałe zginęły w wypadkach drogowych bądź z nieznanych przyczyn (Anders i Sacher 2005). Na wolności przeżyły od 2 do 44 miesięcy (średnio 18,2 miesiąca). Dwa rysie zostały odłowione ponownie z powodu braku bojaźni przed ludźmi (Anders 2016).

Pomimo stosunkowo niedużej liczebności populacji założycielskiej uwolnionej w ciągu 6 lat, program reintrodukcji rysia w Górach Harz okazał się bardzo skuteczny. Obecnie szacuje się, że wielkość populacji na tym obszarze wynosi 55 rysi przy średnim zagęszczeniu 2,5 osobnika/100 km² (Anders i Middelhoff 2021). Obserwuje się przy tym ekspansję osobników pochodzących z tej populacji na inne obszary, na odległość nawet ponad 300 km. Co ważniejsze, populacja ta wśród przebadanych genetycznie reintrodukowanych populacji rysia w Europie charakteryzuje się najwyższym współczynnikiem heterozygotyczności oraz najniższym wskaźnikiem inbredu, porównywalnymi z naturalnymi populacjami Polski i Łotwy (Mueller i in. 2022). Prawdopodobnie wynika to z faktu, że rysie były pozyskiwane z różnych linii genetycznych reprezentowanych w wielu ośrodkach hodowlanych w Niemczech i Szwecji, co skutkowało włączeniem różnorodnych alleli do populacji. Jednak, należy wspomnieć, że stwierdzony współczynnik heterozygotyczności zmniejszał się z czasem (Meuller et al. 2020).

- 2) Podobnie jak w Górach Harz, celem **projektu LUNO** przeprowadzonego w **Alpach we wschodniej Szwajcarii** było utworzenie nowej populacji rysia. Jednak w odróżnieniu od projektu niemieckiego, w tym projekcie zastosowano metodę translokacji dzikich drapieżników (z Alp zachodnich i Gór Jura), a ponadto wszystkie wypuszczone osobniki zaopatrzone w obroże telemetryczne. Projekt prowadzono w okresie 2001–2003, lecz rysie wypuszczono tylko w dwóch sezonach, w 2001 (6 osobników) i 2003 (3 osobniki) (Ryser i in. 2004). Łącznie wsiedlono 4 samce i 5 samic. Po schwytaniu ze stanu dzikiego, rysie były poddawane kwarantannie trwającej od 1 do 4 tygodni, a następnie wypuszczane. Dwa samce padły, przy czym jeden z nich po ponad dwóch latach z powodu wady serca, a drugi już po około 5 miesiącach od wypuszczenia z nieznanых przyczyn. Nadajniki na dwóch innych osobnikach

przestały działać po 11 i 20 miesiącach. Rozmnażanie zaobserwowano tylko w przypadku dwóch samic, ale intensywny monitoring prowadzono tylko do roku 2003. Przez kilka lat po translokacji rysy uważano, że efekty projektu nie spełniły oczekiwań z uwagi na brak potwierdzonego rozrodu większości samic, śmierć dwóch samców oraz osiedlenie się trzeciego samca z dala od wypuszczonych samic. Jednak, monitoring przeprowadzony w 2012 roku wykazał, że na obszarze reintrodukcji nadal przebywa około 10 rysi, w tym dwie samice z młodymi (Ryser i in. 2012). Jednym z problemów napotkanych w trakcie tego programu reintrodukcji z użyciem dzikich rysi odłowionych na wolności było to, że wszystkie osobniki, z wyjątkiem jednej samicy podejmowały mniej lub bardziej długie migracje, zanim osiedliły się na dłużej (Ryser i in. 2004). Najbardziej spektakularnym przykładem był samiec Turo, który po wielokilometrowej wędrówce, w czasie której musiał być ponownie odłowiony, osiadł między innymi na kilka miesięcy w aglomeracji miejskiej Zurychu.

- 3) Projekt reintrodukcji rysia prowadzony jednocześnie na terenie dwóch krajów, Chorwacji i Słowenii, realizowany jest od roku 2019 w **Górach Dynarskich i Alpach Julijskich**. Celem projektu jest wzmocnienie istniejących tam populacji tych kotów z uwagi na ich niską liczebność, niską zmienność genetyczną i bardzo wysoki poziom inbrodu (Fležar i in. 2022). Reintrodukcja prowadzona jest poprzez translokacje dzikich rysi z populacji Karpackiej w Słowacji i Rumunii, a los zwierząt monitorowany jest telemetrycznie. Do końca roku 2021 translokowano łącznie 13 rysi (10 samców i 3 samice), przy czym 5 w Górach Dynarskich, a pozostałe 8 (w tym wszystkie samice) w Alpach (<https://www.lifelynx.eu>). Po schwytaniu zwierzęta były przetrzymywane w niewoli łącznie (przed translokacją i przed wypuszczeniem) średnio 110 dni (od 40 do 570). Po przywiezieniu na teren reintrodukcji wypuszczano je od razu (w Chorwacji) lub po okresie adaptacji trwającym od 4 do 48 dni (w Słowenii). Obserwowany do tej pory czas życia rysi monitorowany po wypuszczeniu na wolność wynosi od 7 do 32 miesięcy. Większość rysi dokonywała długodystansowych wędrówek (nawet ponad 100 km w linii prostej) przekraczając kilkakrotnie granicę między Chorwacją i Słowenią zanim osiedliły się w stabilnych areałach (Krofel i in. 2020). Dwa osobniki prawdopodobnie zginęły, w tym jeden po 9 miesiącach śledzenia, a drugi zaginął od razu po wypuszczeniu, jednak ich zwłoki nie zostały odnalezione. Los trzeciego rysia jest również nieznany. Spośród trzech translokowanych samic jedna była już w ciąży i prawdopodobnie urodziła na

wolności, a druga zaszła w ciążę na wolności i urodziła 3 kocięta.

Program jest w toku, więc trudno oceniać jego długoterminowe efekty, jednak wstępne symulacje pokazały, że stopień inbredu w populacji powinien ulec istotnemu obniżeniu, jeśli wszystkie wprowadzone osobniki przystąpią do rozrodu (Fležar i in. 2022). Ponieważ celem projektu nie było tworzenie populacji od nowa, lecz poprawa różnorodności genetycznej istniejącej populacji, jego realizacja przy użyciu relatywnie niskiej liczby osobników może się okazać skuteczna.

c) Krytyczna ocena poszczególnych rozwiązań

Przytoczone przykłady programów reintrodukcji rysia wskazują, że niezależnie od przyjętych metod, procedury te są obarczone pewnym ryzykiem, które musi być przewidziane i wkalkulowane w planie działań (straty zwierząt, problemy z adaptacją do nowego miejsca, migracje poza docelowy rejon reintrodukcji, problemy z reprodukcją). Niemniej jednak, należy podkreślić, że każda przyjęta metoda w kontekście danego projektu przynosiła przynajmniej częściowo oczekiwane efekty. Pozyskiwanie zwierząt zarówno z ośrodków hodowlanych, jak i ze stanu wolnego było skutecznym rozwiązaniem. Większość rysia adaptowała się do nowego środowiska, rejestrowano rozmnażanie się na wolności, co w rezultacie prowadziło do utrwalenia, a nawet ekspansji populacji na inne tereny.

Istotnymi zaletami źródła zwierząt w postaci ogrodów zoologicznych i ośrodków hodowlanych są: możliwość pozyskania dużej liczby osobników w stosunkowo krótkim czasie oraz efektywna kontrola ich stanu zdrowotnego i genetycznego. Bardzo poważnym problemem dotychczas przeprowadzonych programów reintrodukcji rysia w Europie było tworzenie populacji z niewielkiej liczby osobników-założycieli, co doprowadziło do ustalenia się w większości z nich bardzo wysokiego poziomu inbredu w porównaniu z populacjami autochtonicznymi (Mueller i in. 2022). Warto nadmienić, że dotyczy to głównie projektów w których do przesiedleń pozyskiwano zwierzęta ze stanu wolnego. Pozyskiwanie zwierząt z hodowli umożliwia nie tylko dywersyfikację linii genetycznych z których pochodzą, ale również wcześniejsze zbadanie genotypów dostępnych osobników w celu ich wytypowania, bądź nierekomendowania do reintrodukcji. Dzięki temu, do środowiska można wypuścić wiele osobników o zróżnicowanych genotypach w krótkim czasie, co znacznie zwiększa różnorodność genetyczną przyszłej populacji i szansę jej przetrwania.

Pozyskanie zwierząt z dzikich populacji jest ograniczone, ze względów: (1) proceduralnych (gatunek objęty CITES), (2) stosunkowo niskich zagęszczeń rysi w stanie naturalnym i związanych z tym problemów z pozyskaniem wystarczającej liczby osobników do translokacji, (3) osłabianiem miejscowych populacji, (4) wysokiego stresu dzikich zwierząt ze względu na odłów i przemieszczanie na znaczne odległości oraz wprowadzenie do nieznanego środowiska, (5) dłuższych migracji podejmowanych przez zwierzęta, prawdopodobnie w celu powrotu do zasiedlanego dotychczas terenu.

Pozyskiwanie dzikich rysi do reintrodukcji jest niekorzystne również z uwagi na fakt, że dzika populacja tych zwierząt składa się generalnie z trzech grup wiekowo-płciowych: dorosłych samców zajmujących terytoria, dorosłych samic wychowujących młode oraz nielicznych w populacji młodych osobników w wieku 1-2 lat nieposiadających swoich terytoriów. Dorosłe samce, z uwagi na ich silniejszą tendencję do dyspersji niż u samic (Schmidt 1998, Samelius i in. 2012), po przeniesieniu na teren reintrodukcji mogą częściej podejmować dalekie wędrówki w celu powrotu na miejsce skąd je odłowiono. W konsekwencji mogą w niewielkim stopniu uczestniczyć w projekcie. Dorosłe samice, natomiast, przez większą część roku wychowują młode lub są w ciąży. Oznacza to, że odłowienie takiego osobnika w celu przesiedlenia może wiązać się z bardzo wysokim zagrożeniem dla przeżycia potomstwa. W efekcie, z dziko-żyjącej populacji rysi, tylko młode osobniki w okresie usamodzielniania się mogą być odpowiednimi kandydatami do projektu reintrodukcji. W ich przypadku istnieje niższe ryzyko, że opuszczą obszar projektu, a jednocześnie ich odłowienie niesie najmniejsze zagrożenie dla rodzimej populacji. Jednak metody odłowów dzikich drapieżników zwykle nie są na tyle selektywne, aby zagwarantować schwytanie rysia we właściwym wieku.

W chwili obecnej praktycznie nie ma populacji rysi nizinnych, z których można by pozyskiwać większe liczby osobników do projektów reintrodukcji bez szkody dla stabilności populacji. Pozyskanie zwierząt z wolności jest ponadto trudne, czasochłonne, a co za tym idzie bardzo kosztowne. Dodatkowo, uwzględniając fakt, że do przesiedlania należy używać zwierzęta w wieku pomiędzy pierwszym i drugim rokiem życia to opieranie projektu na bazie zwierząt z wolności powoduje, że ogólna liczba zwierząt uczestniczących w projekcie byłaby zbyt niska.

Zwierzęta pozyskane na wolności mogą stanowić bardzo cenne uzupełnienie grupy założycielskiej reintrodukowanej populacji rysi wpływając pozytywnie na jej różnorodność

genetyczną. Szczególnie ważne, aby w tym celu wykorzystywać osobniki, które w wyniku zdarzeń losowych (np. osierocone kocięta) trafiły do niewoli. Dzięki temu osobniki, które miałyby niskie szanse na przeżycie bez ingerencji człowieka mogą zyskać »drugą szansę«, a jednocześnie przyczynić się do wzbogacenia puli genetycznej tworzonej populacji.

Niekorzystną cechą programów reintrodukcji dużych drapieżników jest ryzyko okazjonalnego pojawiania się osobników w terenach zurbanizowanych, czy to z powodu braku bojaźni przed człowiekiem, czy z innych przyczyn. Takie sytuacje jednak, zdarzają się zarówno w przypadku rysi pozyskiwanych z hodowli, jak i z wolności. Bardzo istotnym działaniem przyjętym w większości programów było stosowanie telemetrii, które pozwalało nie tylko monitorować losy poszczególnych osobników, ale również interweniować w przypadku pojawienia się sytuacji kryzysowych (problemy z adaptacją, konflikty, choroby).

Najbardziej niekorzystnym rozwiązaniem podejmowanym w projektach reintrodukcji rysi, jak wynika z badań genetycznych (Mueller i in. 2022), jest stosowanie zbyt małej liczby założycieli populacji i znaczne rozciągnięcie procedur w czasie. Szczególnie niewiele osobników (pochodzących głównie z jednej hodowli) udało się wypuścić w projekcie prowadzonym w Puszczy Piskiej przez 14 lat, co skutkowało stosunkowo niskim sukcesem reintrodukcji. Dla porównania, w ramach programu w Górach Harz zrealizowanego w okresie ponad dwukrotnie krótszym (przy dwukrotnie większej liczbie rysi w jednostce czasu pochodzących z różnych linii genetycznych, *nota bene*, pochodzących z niewoli) uzyskano szybki efekt w postaci dobrze rozwijającej się, ekspansywnej populacji. Jednocześnie, populacja ta w zestawieniu z innymi reintrodukowanymi populacjami rysi ma najwyższy wskaźnik różnorodności genetycznej. Z drugiej strony, nawet i tu od kilku lat obserwuje się spadek heterozygotyczności z upływem czasu (Mueller i in. 2020). Dlatego przykład ten pokazuje, że początkowy sukces reintrodukcji może w dłuższej perspektywie czasu okazać się niewystarczający, aby gwarantować trwałość populacji i jej odpowiednio wysoką różnorodność genetyczną. W populacji rysi z Harz dodatkową, negatywną rolę odegrała jej całkowita izolacja względem innych populacji tego gatunku uniemożliwiająca napływ osobników z zewnątrz. To uzmysławia, że ważnym czynnikiem oprócz początkowej liczebności i różnorodności linii założycielskich jest także zapewnienie łączności między sąsiednimi populacjami.

Z dostępnych danych wydaje się, że pozyskiwanie rysi z ośrodków hodowlanych oraz poprzez odłów zwierząt dzikich może zapewniać porównywalne efekty pod warunkiem

zachowania rygorów dotyczących liczebności i różnorodności osobników oraz procedur hodowlanych. Wydaje się natomiast, że metoda „born to be free” w przypadku rysia jest obciążona większym ryzykiem niepowodzenia z uwagi na stosunkowo wczesne usamodzielnianie się kociąt (brak bezpośredniej opieki ze strony samicy) i wynikającą z tego konieczność ich dokarmiania, gdy przebywają na wolności (poza wolierą) w okresie usamodzielniania się.

W projekcie „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski” wykorzystano rysie z wielu ośrodków hodowlanych, co umożliwiło pozyskanie dużej liczby osobników, w tym zwłaszcza młodych, w krótkim czasie. Było to alternatywnym rozwiązaniem w stosunku do translokacji dzikich zwierząt oraz hodowli rysia w celu ich rozmnażania i wypuszczania ich potomstwa. Oba alternatywne rozwiązania charakteryzują się niską efektywnością pozyskiwania dużej liczby zwierząt gotowych do reintrodukcji i znacznym rozciągnięciem procedur w czasie. Wypuszczenie dużej liczby rysia pochodzących z hodowli pozwoliło wysycić obszar reintrodukcji, stworzyć możliwości i monitorować przebieg rozrodu oraz kształtowania się organizacji przestrzennej i relacji socjalnych w nowej populacji. Zaopatrzenie niemal wszystkich zwierząt w obroże telemetryczne umożliwiło śledzenie losów rysia, w tym ich przemieszczeń, przeżywalności, osiedlania się w środowisku, możliwości zdobywania pokarmu oraz rozrodu.

3) Wskazania najlepszych praktyk pozyskiwania, hodowli, doboru osobników i czasoprzestrzennych procedur wypuszczania zwierząt w programach reintrodukcji rysia

a) Przygotowanie formalnych podstaw programu reintrodukcji

Przed przystąpieniem do działań związanych z pozyskaniem środków na przeprowadzenie programu reintrodukcji należy uzgodnić celowość i zakres merytoryczny programu z odpowiednimi jednostkami administracyjnymi, naukowymi i zarządcami terenu. Należy rozważyć możliwość wędrówek zwierząt poza obszar planowanej reintrodukcji biorąc pod uwagę warunki i przepisy obowiązujące na terenach sąsiadujących z planowanym rejonem reintrodukcji.

b) Wybór miejsca reintrodukcji

Ryś jest gatunkiem o dużych potrzebach przestrzennych, wrażliwym na fragmentację środowiska. Ewaluacja środowiska pod względem fragmentacji, struktury środowiska umożliwiającej spełnianie podstawowych potrzeb życiowych (zdobywanie pokarmu, ukrycie, rozród), dostępności pokarmu jest niezbędna dla wyboru odpowiedniego miejsca wypuszczania rysia.

c) Pochodzenie reintrodukowanych rysia

Zgodnie z rekomendacjami IUCN w programach przywracania gatunku do środowiska naturalnego założycielami populacji mogą być zarówno osobniki pochodzące ze stanu wolnego jak i z niewoli (IUCN/SSC 2013). Wyniki dotychczasowych, opisanych wyżej doświadczeń uzyskanych zarówno w niniejszym projekcie, jak i wcześniejszych programach reintrodukcji rysia przeprowadzonych na innych obszarach potwierdzają, że w przypadku tego gatunku oba źródła mogą być rozpatrywane jako równocenne i stosowane zamiennie lub jednocześnie.

Na etapie planowania programu należy przeanalizować możliwości pozyskania odpowiedniej liczby rysia (np. dostępność zwierząt w ośrodkach hodowlanych), zachowania odpowiedniej proporcji płci, jak również wstępnie informacje o pochodzeniu osobników. Należy mieć na uwadze, że pozyskanie dużej liczby osobników rysia w krótkim czasie ze stanu wolnego jest nie tylko logistycznie trudne, ale również może zagrażać lokalnym populacjom tych kotów. W sytuacji tworzenia populacji od nowa, na terenie, gdzie rysie nie występują, przeprowadzenie reintrodukcji bazującej wyłącznie na rysiach dzikich może okazać się nieefektywne. Warto natomiast rozważyć wykorzystanie zwierząt z dwóch źródeł.

d) Liczba i dobór osobników pod względem genetycznym

Skuteczność reintrodukcji rysia oraz trwałość utworzonej populacji zależy w głównej mierze od spełnienia równocześnie dwóch podstawowych warunków: uwolnienia dużej liczby założycieli w stosunkowo krótkim czasie oraz zapewnienia (poprzez prowadzenie badań genetycznych sprowadzanych osobników), że osobniki nie są spokrewnione ze sobą i pochodzą z różnych linii genetycznych. Nie ma możliwości arbitralnego określenia ile dokładnie osobników powinno się wprowadzać do środowiska, gdyż zależy to od celu projektu (utworzenie nowej populacji, czy wzmocnienie istniejącej), jak również od wielkości docelowego obszaru wsiedlenia, ale także od stopnia izolacji danego obszaru od najbliższych

populacji rysia. Dodatkowo podczas planowania liczby zwierząt należy uwzględnić śmiertelność, która może osiągać ponad 30% spośród wypuszczonych osobników.

Biorąc pod uwagę przytoczone wyżej przykłady projektów reintrodukcji tych drapieżników liczba wypuszczanych zwierząt była bardzo zmienna i wynosiła średnio od 2 do 20 rocznie. Najniższy sukces był obserwowany w projektach o najniższej częstotliwości uwalniania rysia (2-3 osobniki rocznie w projektach w Puszczy Piskiej i Alpach Szwajcarskich). Projekty, w których wypuszczano średnio minimum 4 rysie rocznie doprowadziły do utworzenia dobrze rozwijającej się populacji (zwłaszcza w górach Harz), jednak z punktu widzenia genetyki populacji liczebność ta okazuje się niewystarczająca (patrz wyżej oraz: Mueller i in. 2020, 2022). Nieporównywalnie duża liczba osobników wypuszczanych do środowiska w ramach niniejszego projektu (średnio 20 zwierząt rocznie) uwzględnia zarówno potencjalną śmiertelność, jak i świadome kształtowanie różnorodności genetycznej i stopnia zinebrowania przyszłej populacji. Struktura płciowa grupy założycielskiej powinna z zasady być bliska 1:1, lecz pewna przewaga samców może rekompensować ewentualne straty związane z ich większą śmiertelnością.

Ważnym elementem programu reintrodukcji jest monitoring genetyczny osobników. W przypadku pozyskiwania zwierząt z ośrodków hodowlanych, przed ich przewiezieniem do zagród adaptacyjnych należy pobrać próbki krwi lub włosów w celu określenia ich przynależności do linii genetycznej oraz stopnia pokrewieństwa. Informacje te umożliwią uniknięcie wprowadzania do środowiska zwierząt ze zbyt odległych genetycznie i geograficznie populacji oraz krzyżowania ze sobą osobników blisko spokrewnionych.

Jeśli reintrodukcja planowana jest w oparciu o rysie dzikie pochodzące z populacji karpackiej należy zwrócić szczególną uwagę na konieczność doboru osobników z różnych części zasięgu jej występowania, aby zapewnić jak największą różnorodność grupy założycielskiej, z uwagi na wysoki poziom inbrodu stwierdzony w tej populacji (Mueller i in. 2022).

e) Przebieg procesu wypuszczania rysia do środowiska

Zwierzętom przebywającym na kwarantannie powinna być zapewniona opieka weterynaryjna. W okresie adaptacji należy prowadzić obserwacje zachowania się rysia (reakcji na obecność ludzi) celem wykluczenia z programu osobników nie przejawiających bojaźni przed człowiekiem. Drapieżniki powinny być karmione gatunkami zwierząt stanowiących ich naturalny pokarm.

Różne osobniki rysi powinny być wprowadzane do środowiska z uwzględnieniem interakcji socjalnych. Z uwagi na możliwość zachodzenia agresji wewnątrzgatunkowej u rysi (Mattisson i in. 2013) miejsca wypuszczania osobników jedнопłciowych powinny być oddalone od siebie zgodnie z biologią gatunku. Na obszarach nizinnych odległość ta powinna wynosić około 10 km (Linnell i in. 2007). Wypuszczanie kolejnych osobników powinno być poprzedzone analizą danych telemetrycznych wskazujących rozmieszczenie obszarów zajętych przez rysie uwolnione wcześniej.

f) Monitoring wypuszczonych rysi

Ważnym czynnikiem nie tylko umożliwiającym bieżące monitorowanie przebiegu i efektywności reintrodukcji, ale także ewentualne interwencje w sytuacji niepowodzeń, jest wyposażanie zwierząt w nadajniki telemetryczne (Ryc. 38). W związku z tym, zespół projektowy powinien zapewniać możliwość zbierania i analizowania danych lokalizacyjnych od wypuszczonych rysi oraz przeprowadzania inspekcji terenowych (np. w celu sprawdzania sukcesu łowieckiego i rozrodczego).



Ryc. 38. Wymiana obroży telemetrycznej.

g) Monitoring rozwoju populacji po zakończeniu programu reintrodukcji

Po zakończeniu programu reintrodukcji rysia należy przewidzieć cykliczne, wieloletnie działania pozwalające oszacować trwałość efektów programu. W tym celu można wykorzystać dostępne metody, takie jak tropienia na śniegu, fotopułapki, pułapki włosowe do zbioru prób do badań genetycznych.

WNIOSKI:

Długofalowy sukces projektów reintrodukcji rysi zależy przede wszystkim od liczby i zróżnicowania genetycznego uwolnionych osobników. Większość dotychczas utworzonych w wyniku reintrodukcji populacji rysi wykazuje bowiem wysokie wskaźniki inbrodu. Z analizy poszczególnych projektów reintrodukcji wynika, że trwałe sukcesy odtwarzania populacji warunkują następujące rozwiązania:

1. Użycie do reintrodukcji dużej liczby osobników w krótkim czasie, co można osiągnąć dzięki wykorzystaniu osobników urodzonych w niewoli. Jak pokazują wyniki poprzednich projektów, translokacje rysi z dzikich populacji nie zapewniają odpowiedniej różnorodności genetycznej, sukcesu rozrodczego i nie gwarantują odpowiedniego zachowania się rysi na nowym terenie, prawdopodobnie ze względu na ograniczoną liczbę osobników pozyskiwanych w ten sposób. Zaletą użycia zwierząt z ogrodów zoologicznych i ośrodków hodowlanych jest możliwość pozyskania dużej liczby osobników w stosunkowo krótkim czasie oraz efektywna kontrola ich stanu zdrowotnego i genetycznego. Pozyskiwanie zwierząt z hodowli umożliwia nie tylko dywersyfikację linii genetycznych z których pochodzą, ale również wcześniejszą ocenę genotypów dostępnych osobników pod kątem ich przydatności do reintrodukcji. Dzięki temu, do środowiska można wypuścić w krótkim czasie wiele osobników o zróżnicowaniu genotypowym właściwym dla danego obszaru, co znacznie zwiększa różnorodność genetyczną przyszłej populacji, a tym samym szansę jej przetrwania.

Zgodnie z rekomendacjami IUCN w programach przywracania gatunku do środowiska naturalnego założycielami populacji mogą być zarówno osobniki pochodzące ze stanu wolnego jak i z niewoli (IUCN/SSC 2013). Pozyskanie dużej liczby osobników rysi w krótkim czasie ze stanu wolnego jest nie tylko logistycznie trudne, ale również może zagrażać lokalnym populacjom tych kotów, dlatego reintrodukcja prowadzona głównie w oparciu o osobniki hodowlane wydaje się mieć większe szanse powodzenia.

2. Monitoring telemetryczny wszystkich wypuszczanych do natury zwierząt pozwala zwiększyć skuteczność programu reintrodukcji. Powinien być on również kontynuowany w odniesieniu do pokolenia rysi urodzonych na wolności, dzięki czemu możliwa jest ocena skuteczności prowadzonych działań i ich stała modyfikacja. Monitoring telemetryczny, dzięki uzyskiwanym na bieżąco danym o lokalizacji rysi,

częściowo również zabezpiecza zwierzęta przed kłusownictwem. Dzięki uzyskiwanym na bieżąco danym o lokalizacji rysi możliwy jest stały monitoring stanu ich populacji oraz prowadzenie skutecznych interwencji, takich jak leczenie, czy też w sytuacji wysokiej śmiertelności wypuszczania kolejnych rysi na wolność.

3. Projekty reintrodukcji powinny mieć charakter długoterminowy, w którym po intensywnym okresie początkowym związanym z adaptacją i wypuszczaniem rysi na wolność powinien nastąpić okres intensywnego monitoringu telemetrycznego rysi urodzonych na wolności oraz stałe wzbogacania puli genetycznej populacji poprzez wypuszczanie na wolność szczególnie cennych genetycznie osobników urodzonych w niewoli lub pozyskanych z wolności. Takie działania zapobiegają wzrostowi inbrodu w nowotworzonej populacji do czasu odbudowy naturalnej łączności z innymi populacjami rysi.
4. Ważnym elementem każdego projektu reintrodukcji powinno być systemowe budowanie akceptacji dla gatunku wśród społeczności lokalnych na obszarze reitrodukcji. Wskazane jest prowadzenie interwencji w odniesieniu do osobników wykazujących niepożądane zachowania, pomoc w zabezpieczaniu hodowli zwierząt domowych przed atakami tych drapieżników oraz asysta podczas oględzin miejsc wypadków komunikacyjnych z udziałem rysi. Wysoka akceptacja społeczna jest ważnym czynnikiem poprawiającym stabilizację i przetrwanie populacji.

Tabela 2. Zestawienie informacji o osobnikach rysia biorących udział w programie reintrodukcji w latach 2019 – 2021. * - rysie, które zostały odłowione i przesiedlone. F – samica; M – samiec.

L.p.	Imię	Płeć	Rok urodzenia	Data przyjazdu	Czas w hodowli (lata)	Data wypuszczenia	Czas adaptacji (dni)	Czas na wolności (miesiące)	Rozród Rok: liczba kociąt	Los
1	Piernik	M	2019	21.05.2020	1,0	25.06.2020	34	5,30		Odłowiony 01.12.2020 r. Przebywa w zagrodzie.
2	Rudy	M	2016	04.12.2018	2,6	23.01.2019	49	34,30		Odłowiony z powodu zarażenia świerzbe 17.11.2021 r. Leczony w ośrodku rehabilitacji. Wypuszczony na wolność 02.2022.
3	Jurgen	M	2012	09.11.2018	6,5	29.03.2019	140	16,27		Utracony kontakt 29.07.2020 r.
4	Pako	M	2018	05.02.2019	0,7	16.04.2019	71	12,83		Utracony kontakt 05.05.2020 r.
5	Simba	M	2018	20.03.2019	0,8	02.04.2019	12	18,73		Utracony kontakt 15.10.2020 r.
6	Dawid	M	2018	02.07.2019	1,1	30.07.2019	28	14,37		Utracony kontakt 03.10.2020 r.
7	Jurek	M	2018	02.07.2019	1,1	07.08.2019	35	13,73		Utracony kontakt 22.09.2020 r.
8	Mira	F	2018	13.08.2019	1,2	21.08.2019	8	18,40		Utracony kontakt 23.02.2021 r.
9	Cień	M	2019	30.06.2020	1,1	30.07.2020	30	14,87		Utracony kontakt 19.10.2021 r.
10	Rózia	F	2014	15.12.2015	1,6	20.10.2019	1385	19,83	2020: 3 2021: 2	Utracony kontakt 06.06.2021 r.
11	Cysorz	M	2015	19.01.2017	1,7	07.08.2019	918	21,53		Utracony kontakt 14.05.2021 r.
12	Hyża	F	2019	16.06.2020	1,1	24.08.2020	68	13,63	2021: 4	Utracony kontakt 07.10.2021 r.
13	Szelma	F	2019	16.06.2020	1,1	02.10.2020	106	10,90	2021: 3	Utracony kontakt 25.08.2021 r.
14	Zygmuś	M	2019	26.02.2020	0,8	31.03.2020	35	13,87		Utracony kontakt 21.05.2021 r.
15	Ciocio	M	2014	07.02.2020	5,7	09.03.2020	32	16,87		Utracony kontakt 28.07.2021 r. (zerwana obroża).
16	Nagan	M	2017	10.05.2019	2,0	21.05.2019	11	31,83		W terenie
17	Kenkava	F	2018	03.10.2019	1,4	29.03.2020	176	21,40		W terenie
18	Rumcajs	M	2019	21.05.2020	1,0	04.07.2020	43	18,17		Odłowiony z powodu zarażenia świerzbe 11.03.2021 r. Leczony w ośrodku rehabilitacji. Wypuszczony na

										wolność 02.07.2021 r.
19	Fidek	M	2019	03.06.2020	1,1	07.07.2020	34	18,07		W terenie
20	Żebro	M	2019	08.07.2020	1,2	29.08.2020	51	16,30		W terenie
21	Cicha	F	2019	30.07.2020	1,2	10.09.2020	40	15,90		W terenie
22	Azjatka	F	2019	30.07.2020	1,2	20.10.2020	80	14,57	2021: 3	Odłowiona razem z kociętami z powodu zarażenia świerzbe 22.02.2022 r. Wszystkie rysie leczone w ośrodku rehabilitacji. Wypuszczone 07.04.2022 r. Trzecie kocię zostało odłowione po okresie sprawozdawczym.
23	Mniszka	F	2019	08.07.2020	1,2	14.11.2020	126	13,73	2021: 2	W terenie
24	Luna	F	2017	25.06.2019	2,1	29.12.2020	544	12,23	2021: 3	W terenie
25	Pandora	F	2020	22.12.2020	0,6	14.01.2021	22	11,70		W terenie
26	Widok	M	2020	22.12.2020	0,6	25.01.2021	33	11,33		W terenie
27	C-360*	M	2020	19.02.2021	0,8	07.03.2021	18	9,97		W terenie
28	Cleo2*	F	2020	02.03.2021	0,8	15.05.2021	73	7,67		W terenie
29	Kropka	F	2020	19.02.2021	0,8	22.05.2021	93	7,43		W terenie
30	Biała	F	2020	19.02.2021	0,8	21.06.2021	122	6,43		W terenie
31	Upalna*	F	2020	16.06.2021	1,1	23.06.2021	7	6,37		W terenie
32	Cookie*	F	2020	16.06.2021	1,1	27.06.2021	11	6,23		W terenie
33	Atak	M	2020	16.07.2021	1,2	21.07.2021	5	5,43		W terenie
34	Cezar*	M	2018	15.11.2019	1,5	29.11.2019	14	25,43		Utracony kontakt 11.11.2021 r. (zerwana obroża).
35	Złodziej	M	2018	01.03.2019	0,8	28.04.2019	57	3,23		Nie żyje. Wypadek komunikacyjny, 03.08.2019 r.
36	Łapa	M	2017	10.05.2019	2,0	21.05.2019	11	4,37		Nie żyje. Przyczyną śmierci było zaccopowanie jelita prostego, 29.09.2019 r.
37	Olza/Osa	M	2017	02.02.2019	1,7	09.02.2019	7	10,83		Nie żyje. Świerzb, 31.12.2019 r.
38	Łopuch	M	2018	22.05.2019	1,0	04.06.2019	12	9,40		Nie żyje. Zabity przez innego drapieżnika, 12.03.2020 r.

39	Momo	M	2018	03.10.2019	1,4	17.10.2019	14	4,60		Nie żyje. Wypadek komunikacyjny 03.03.2020 r.
40	Johnny	M	2018	28.05.2019	1,0	18.07.2019	50	8,30		Nie żyje. Świerzb, 31.12.2019 r.
41	Zgaga	F	2019	26.02.2020	0,8	25.03.2020	29	6,73		Nie żyje. Wypadek komunikacyjny, 13.10.2020 r.
42	Ucho	M	2018	30.06.2020	2,1	22.07.2020	22	2,50		Nie żyje. Przyczyna nieznana, 05.10.2020 r.
43	Nelly	F	2017	19.02.2019	1,8	04.06.2019	105	16,83	2020: 2	Nie żyje. Przyczyna: nieżyt jelit, 21.10.2020 r.
44	Wirus	M	2019	12.03.2020	0,8	05.05.2020	53	7,83		Nie żyje. Przyczyna: świerzb 26.12.2020 r.
45	Speedy	M	2018	05.02.2019	0,7	16.04.2019	71	22,30		Nie żyje. Świerzb, 13.02.2021 r.
46	Cleo	F	2010	19.02.2019	8,8	28.02.2019	9	23,47	2019: 2 2020: 1	Nie żyje. Odłowiona z powodu zarażenia świerzem, wyleczona w ośrodku rehabilitacji 1.02. - 11.03.2021 r., jednak padła na zawał serca.
47	Zenek	M	2019	26.02.2020	0,8	21.03.2020	25	21,00		Nie żyje. Wypadek komunikacyjny, 11.12.2021 r.
48	Bałagan	M	2019	03.03.2020	0,8	10.04.2020	37	8,67		Utracony kontakt 26.12.2020 r.
49	Piekło	M	2019	21.05.2020	1,0	24.06.2020	33	5,07		Utracony kontakt 23.11.2020 r.
50	Grzybiarz	M	2019	03.06.2020	1,1	26.06.2020	23	5,20		Utracony kontakt 29.11.2020 r.
51	Candy	F	2020	02.03.2021	0,8	05.05.2021	63	4,30		Utracony kontakt 11.09.2021 r.
52	Duszenka	F	2013	13.10.2017	4,4	19.05.2019	576	1,13		Nie żyje. Przyczyna nieznana, 22.06.2019 (przecięta obroża)
53	Ryszard	M	2019	10.09.2019	0,3	26.03.2020	196	3,50		Odłowiony 09.07.2020 z powodu wypadku. Przebywa w ośrodku rehabilitacji w Stobnicy.
54	Kończak	M	2019	10.09.2019	0,3	26.03.2020	196	1,50		Utracony kontakt 10.05.2020 r.
55	Bazyl	M	2019	10.09.2019	0,3	03.04.2020	203	2,13		Nie żyje. Przyczyna nieznana, 06.06.2020
56	Papiernia	F	2019	10.09.2019	0,3	03.04.2020	203	1,20		Nie żyje. Przyczyna nieznana, 09.05.2020
57	Mamut	M	2017	10.10.2019	2,4	18.10.2019	8	0,67		Utracony kontakt , 07.11.2019 r.
58	Kleopatra	F	2018	15.11.2019	1,5	22.11.2019	7	0,40		Nie żyje. Wypadek komunikacyjny, 4.12.2019

59	Demokracja	F	2019	03.06.2020	1,1	30.06.2021	387	0,87		Nie żyje. Przyczyna nieznana, 26.07.2021.
60	Gretta	F	2016	13.10.2017	1,4	04.09.2019	681	-		Uciekła z zagrody bez obroży telemetrycznej
61	Kredka	F	2019	-	-	04.09.2019	-	-		Uciekła z zagrody bez obroży telemetrycznej
62	Wąsatka	F	2020	-	-	04.03.2021	-	-		Uciekła z zagrody bez obroży telemetrycznej

Literatura:

- 1) Anders O. 2016. Die Auswilderung des Luchses in Harz. Leipziger Tierartzttekongress – Tagungsband 1: 385-388.
- 2) Anders O., Middelhoff T.L. 2021. The development of the Harz lynx population. Cat News Special Issue 14: 24-28.
- 3) Anders O., Sacher P. 2005. Das Luchsprojekt Harz – ein Zwischenbericht. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42(2): 3-12.
- 4) Börger L., Franconi N., De Michele G., Gantz A., Meschi F., Manica A., Lovari S., Coulson T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. Journal of Animal Ecology 75:1493-1405.
- 5) Breitenmoser-Würsten C., Vandel J.-M., Zimmermann F., Breitenmoser U. 2007. Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. Wildlife Biology 13: 381-39.
- 6) Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Stahl, P., Vandel, J.-M., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Capt, S., Breitenmoser, U. 2007. Spatial and social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. Wildlife Biology 13: 365-380.
- 7) Fležar U., i in. 2022. Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric - SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2020-2021. Technical report. Ljubljana, January 2022.
- 8) Górny M., Schmidt K., Kowalczyk R. 2017. Analiza przydatności środowiska dla reintrodukcji rysia w północno-zachodniej Polsce oraz prognoza i perspektywy funkcjonowania populacji. Opracowanie eksperckie w ramach projektu POIS.02.04.00-0143/16 „Powrót rysia do północno-zachodniej Polski”. Kraków-Białowieża.
- 9) IUCN/SSC 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland.
- 10) Jakimiuk S. [red.] 2015. Aktywna ochrona populacji nizinnej rysia w Polsce. Raport z Projektu POIS.05.01.00-00-341/10. WWF Polska, Warszawa.
- 11) Jędrzejewski W., Schmidt K., Miłkowski L., Jędrzejewska B., Okarma H. 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palearctic viewpoints. Acta Theriologica 38: 385-403.
- 12) Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Okarma H., Schmidt K., Bunevich A.N., Miłkowski L. 1996. Population dynamics (1869-1994), demography and home ranges of the lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belaruss). Ecography 19: 122-138.
- 13) Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., Kowalczyk R. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland). Annales Zoologici Fennici 39: 29-41.
- 14) Krofel M., i in. 2020. Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric - SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2019-2020. Technical report. Ljubljana, December 2020, 45p.
- 15) Linnell J.D.C., Odden J., Andrén H., Liberg O., Andersen R., Moa P., Kvam T., Brøseth H., Segerström P., Ahlqvist P., Schmidt K., Jędrzejewski W., Okarma H. 2007. Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. Wildlife Biology 13: 447-455.
- 16) Linnell J.D.C., Matisson J., Odden J. 2021. Extreme home range sizes among Eurasian lynx at the northern edge of their biogeographic range. Ecology and Evolution. 11: 5001-5009.
- 17) Matisson, J., J. Persson, H. Andrén H., Segerström P. 2011. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx, and a facultative scavenger, the wolverine. Canadian Journal of Zoology 89: 79–89.
- 18) Matisson J., Segerström P., Persson J., Aronsson M., Rauset G.R., Samelius G., Andrén H. 2013. Lethal male-male interactions in Eurasian lynx. Mammalian Biology 78: 304-308.
- 19) Mueller S.A., Reiners T.E., Middelhoff T.L., Andres O., Kasperkiewicz A., Nowak C. 2020. The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. Conservation Genetics 21: 577-587.

- 20) Mueller S.A., i in. 2022. Genome-wide diversity loss in reintroduced Eurasian lynx populations urges immediate conservation management. *Biological Conservation* 266: 109442.
- 21) Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97-110.
- 22) Premier J., i in. Mapping survival of a large carnivore across a continent. (w przygotowaniu).
- 23) Ratkiewicz M., Matosiuk M., Adamski A., Schmidt K. 2021. Charakterystyka genetyczna w mtDNA oraz mikrosatelitarnym DNA osobników występujących w reintrodukowanej populacji rysia w Puszczy Piskiej oraz w sąsiednich kompleksach leśnych woj. warmińsko-mazurskiego oraz woj. podlaskiego w roku 2021. Raport dla WWF Polska, Białystok.
- 24) Ryser A., von Wattenwyl K., Ryser-Degiorgis M.-P., Willis C., Zimmermann F., Breitenmoser U. 2004. Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001-2003. Schlussbericht Modul Luchs des Projektes LUNO. KORA Bericht Nr. 22.
- 25) Ryser A., Greter H., Zimmermann F., Britt R., Breitenmoser Ch., Breitenmoser U. 2012. Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im K-II im Winter 2011/12. KORA Bericht Nr. 56.
- 26) Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J. D. C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerström, P., Sköld, K. 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286(2): 120-130.
- 27) Schmidt K., Jędrzejewski W., Okarma H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 289-312.
- 28) Schmidt K. 2008. Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica* 53: 1-16.
- 29) Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, Ch., and Breitenmoser, U. 2007. Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx* 41(3): 358-368.
- 30) Śmietana W., Borkowski J., Wajdzik M., Krynicki R., Krynicka A., Czerny M., Bielecki M., Pedrycz M., Mroczek K., Mordka K., Wilczyńska A., Nowak S., Wolska-Stępień A., Kowalczyk M. 2020. Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce realizowany w ramach państwowego monitoringu środowiska – prace terenowo-kameralne lata 2017-2020. Raport GIOŚ, Warszawa: 41-43, Mapa nr 21.
- 31) <https://www.lifelynx.eu>

Załączniki

Załącznik 1. Zestawienie danych telemetrycznych rysia.

Załącznik 2. Dystans miesięcznych wędrówek rysia.

Załącznik 3. Dystans wędrówek rysia w kolejnych miesiącach od wypuszczenia zwierząt na wolność.

Załącznik 4. Dystans sezonowych wędrówek rysia.

Załącznik 5. Dystans rocznych wędrówek rysia.

Załącznik 6. Wielkość miesięcznych arealów rysia wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

Załącznik 7. Wielkość osobniczych arealów w kolejnych miesiącach od wypuszczenia rysia na wolność wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

Załącznik 8. Mapy lokalizacji obszarów użytkowanych przez poszczególne osobniki w kolejnych miesiącach reintrodukcji na podkładach ilustrujących rozmieszczenie środowisk.

Załącznik 9. Animacje przedstawiające lokalizacje obszarów użytkowanych przez poszczególne osobniki w kolejnych miesiącach reintrodukcji na podkładach ilustrujących rozmieszczenie środowisk.

Załącznik 10. Wielkość sezonowych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

Załącznik 11. Wielkość rocznych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%).

Załącznik 12. Wielkość miesięcznych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

Załącznik 13. Wielkość osobniczych arealów w kolejnych miesiącach od wypuszczenia rysy na wolność wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

Załącznik 14. Wielkość sezonowych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

Załącznik 15. Wielkość rocznych arealów rysy wyliczonych przy użyciu metody Kernel Density Estimation (95%).

Załącznik 16. Wielkość arealów osobniczych osiadłych rysy wyliczonych przy użyciu metody Minimum Convex Polygon (95%) oraz Kernel Density Estimation (95%).

Załącznik 17. Stopień nakładania się arealów rysy.

Załącznik 18. Tabelaryczne zestawienie dostępności i wybiórczości środowisk użytkowanych przez rysie.

Załącznik 19. Tabelaryczne zestawienie dzikich ofiar rysy.

Załącznik 20. Tabelaryczne zestawienie wyników analizy przeżywalności osobników.

Załącznik 21. Tabelaryczne zestawienie przypadków ataku rysy na zwierzęta hodowlane.