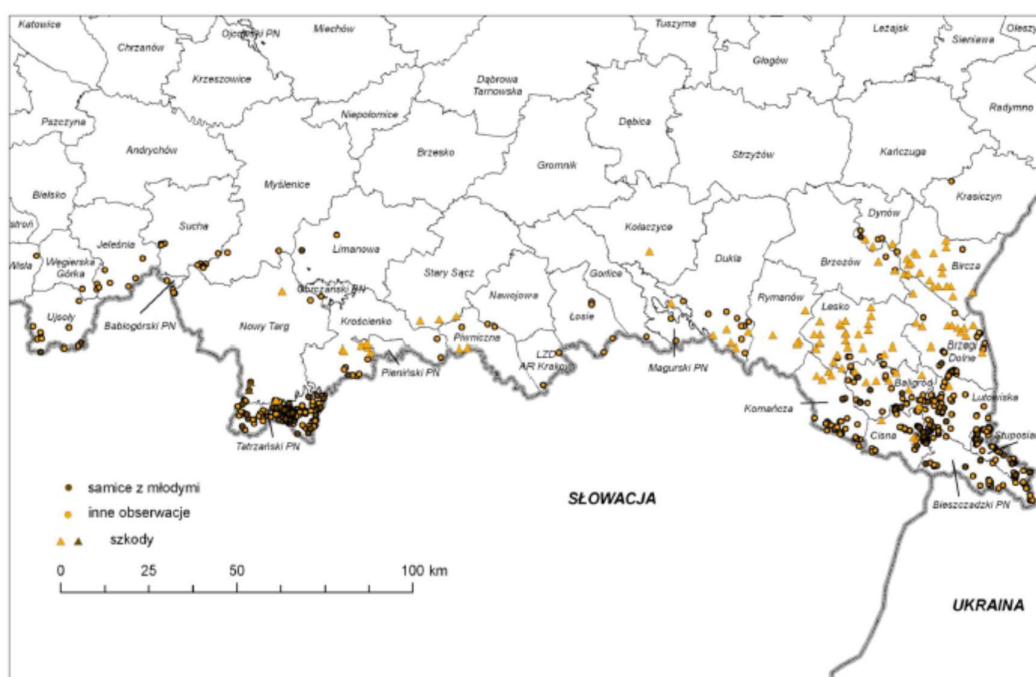


Proponowane modyfikacje metodyki monitoringu niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos*

1. Informacje o gatunku

Dokładny opis biologii i ekologii niedźwiedzia brunatnego zamieszczono w opracowaniu Selvy i in. (2011). Aktualne rozmieszczenie, na podstawie obserwacji odnotowanych w latach 2009-2011, przedstawiono na rycinie 1.

Ryc. 1. Obserwacje niedźwiedzi brunatnych w polskich Karpatach w latach 2009-2011 na tle granic nadleśnictw i parków narodowych (Selva i in. 2011).



2. Uzasadnienie konieczności wprowadzenia modyfikacji do metodyki monitoringu niedźwiedzia *Ursus arctos* wg Jakubca (2010)

Celem programu monitoringu niedźwiedzia jest uzyskanie wiarygodnych i systematycznie gromadzonych informacji o występowaniu gatunku na terenie kraju. Informacje te powinny dotyczyć przede wszystkim stanu ochrony populacji, tj.: (1) oceny stanu populacji, (2) oceny stanu siedlisk, (3) perspektywy zachowania populacji i (4) oceny ogólnej stanu ochrony populacji niedźwiedzia w Polsce.

Informacje gromadzone w ramach programu monitoringu powinny pozwolić na przeprowadzenie analizy porównawczej wyników monitoringu w proponowanej formie z wynikami z lat poprzednich, a także na uzyskanie informacji na poziomie regionu biogeograficznego. Dodatkowo zarówno metodyka, jak i wyniki programu monitoringu wykonywanego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska powinny być możliwie jak najbardziej kompatybilne z metodyką i wynikami monitoringu wykonywanego na poziomie obszarów Natura 2000 w ramach realizacji planów ochrony i planów zadań ochronnych, będących w gestii służb ochrony przyrody. Wyniki monitoringu powinny dostarczać informacji dla służb ochrony przyrody oraz na potrzeby sprawozdawczości do Komisji Europejskiej.

Instytut Ochrony Przyrody PAN od roku 1982 gromadzi informacje dotyczące m.in. występowania, liczebności i rozrodu niedźwiedzi w polskiej części Karpat. Dane uzyskiwane były metodą ankietową od administracji Lasów Państwowych i karpaccich parków narodowych (dane dotyczyły obserwacji bezpośrednich oraz przypadków śladów pozostawionych przez niedźwiedzie). Dodatkowo gromadzone są informacje dotyczące gawr i miejsc gawrowania, pokarmu i żerowania, behawioru, przypadków śmierci, przypadków agresji w stosunku do człowieka, migracji dalekodystansowych, szkód powodowanych przez niedźwiedzie i kwot wypłacanych odszkodowań. W ramach prowadzonych projektów gromadzone są również dane dotyczące liczebności i struktury populacji z wykorzystaniem metod molekularnych. Pierwsza wersja metodyki monitoringu niedźwiedzia brunatnego została opracowana w roku 2007 (Jakubiec 2007 http://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/wyniki/2006-2008/dla_gat_zwierzat/Niedzwied-Ursus-arctos.pdf), kolejna w roku 2010, na potrzeby programu monitoringu przyrodniczego prowadzonego przez GIOŚ (Jakubiec 2010). W „Programie ochrony niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Polsce” (Selva i in. 2011) zaproponowano kompleksowy schemat monitoringu siedlisk i populacji niedźwiedzia brunatnego.

Obszary badawcze:

Badania prowadzone do roku 2008 (Jakubiec 2001, Jakubiec i in. 2006) pozwoliły na wyznaczenie zasięgu występowania populacji. Podjęto również próbę wyznaczenia pięciu głównych ostoi gatunku w polskiej części Karpat (równoważnych z obszarami Natura 2000): PLH240006 Beskid Żywiecki (powierzchnia: 352,76 km²), PLC120001 Tatry (powierzchnia: 210,18 km²), PLH180001 Ostoja Magurska (powierzchnia: 201,05 km²), PLH180014 Ostoja Jaślicka (powierzchnia: 292,52 km²) i PLC180001 Bieszczady (powierzchnia: 1 115,19 km²). W 2007 r. dokonano wstępnej oceny stanu zachowania gatunku na obszarach Natura 2000, w oparciu o wyniki niezależnych badań z lat 2005 i 2006 oraz niektórych, określonych w 2007 r., wskaźników stanu siedliska. W 2008 r. dokonano oceny stanu populacji na podstawie danych zbieranych w 2007 r. oraz kompletu wskaźników stanu siedliska (Jakubiec 2007 w: Cierlik i in. 2007).

W roku 2014, w sprawozdaniu z monitoringu stanu populacji i siedlisk niedźwiedzia brunatnego (Cierlik i in. 2014a), zmodyfikowano metodykę opracowaną w roku 2010, m.in. zmieniono stanowiska badawcze (Cierlik i in. 2014b). Zdecydowano o rozszerzeniu stanowisk badawczych poza obszary Natura 2000, ponieważ uznano, że obszary Natura 2000 są zdecydowanie zbyt małe, by utrzymać stabilną populację niedźwiedzia oraz zbyt małe, by dokonać wiarygodnej oceny stanu zachowania siedlisk czy populacji niedźwiedzia brunatnego w Polsce. Na potrzeby badania w roku 2014 wyróżniono 5 stanowisk badawczych (tab. 1).

Tabela 1. Stanowiska badawcze obejmujące obszary Natura 2000 wyznaczone dla monitoringu niedźwiedzia w roku 2014.

Lp.	Nazwa obszaru badawczego	Kod regionu fizjograficznego wg Kondrackiego (2011)	Powierzchnia obszaru badawczego	Obszary Natura 2000 w granicach obszaru badawczego
(1)	Beskid Żywiecki i Pasma Babiogórskie	513.511, 513.512	406,19 km ²	PLH240006 Beskid Żywiecki PLH120001 Ostoja Babiogórska
(2)	Tatry Wschodnie, Tatry Zachodnie i Rów Podhalański	514.14, 514.52, 514.53	273,45 km ²	PLC120001 Tatry
(3)	Gorce i Beskid Sądecki	513.52, 513.54	1 085,58 km ²	PLH120018 Ostoja Gorczańska PLH120019 Ostoja Popradzka
(4)	Beskid Niski	513.71	1 904,21 km ²	PLH180001 Ostoja Magurska PLH180014 Ostoja Jaślicka
(5)	Bieszczady i Góry Sanocko-Turczańskie	522.11, 522.12	2 327,69 km ²	PLC180001 Bieszczady

Granice ostoi pokrywają się z granicami wymienionych regionów fizyczno-geograficznych (Kondracki 2011). Stanowiska monitoringowe wybrane w 2014 roku stanowią odpowiednią reprezentację rozmieszczenia i zasobów gatunku oraz w dużej części pokrywają obszar występowania gatunku, w tym główne ostoje, miejsca rozrodu, a także szlaki dyspersji (w przypadku stanowiska Tatry dodano obszar Rowu Podhalańskiego, który jest korytarzem dyspersji w kierunku Gorców i Beskidu Sądeckiego). Poniżej, w punkcie 4.1., proponujemy, jaki obszar powinien stanowić stanowisko badawcze dla oceny stanu siedliska niedźwiedzia brunatnego w Polsce. Proponujemy również, co zostanie uzasadnione poniżej, by ocena stanu populacji była dokonywana na poziomie krajowym, dla całego obszaru występowania populacji niedźwiedzia brunatnego i by zrezygnować z oceny liczebności na poziomie stanowisk monitoringowych.

Metody uzyskiwania danych według metodyki monitoringu niedźwiedzia brunatnego z roku 2010 (Jakubiec 2010):

Wskaźniki stanu ochrony gatunku – parametr „populacja”

Niedźwiedzie są trudnym obiektem monitoringu, ponieważ nie są one ściśle terytorialne, a zimowe liczenia tropów (stosowane w przypadku monitorowania populacji wilka czy rysia) nie są możliwe. Rozróżnianie osobników na podstawie śladów lub bezpośrednich obserwacji jest niewykonalne, z wyjątkiem niedźwiedzi posiadających unikalne, a jednocześnie łatwo rozpoznawalne cechy (np. obcięte ucho czy pozostawianie tropów z widocznym brakiem palca). Określenie płci (z wyjątkiem samic z młodymi) i wieku niedźwiedzia podczas bezpośredniej obserwacji jest w większości przypadków niemożliwe.

Dotychczas do oceny stanu populacji niedźwiedzi w Polsce używano danych uzyskanych za pomocą ankiet rozsyłanych do administracji Lasów Państwowych i parków narodowych. Na podstawie tak uzyskanych informacji można było ze stosunkowo dużą dokładnością wnioskować o obszarach, na których występują lub pojawiają się niedźwiedzie, jednak ocena liczebności czy wskaźników dotyczących struktury populacji była kwestionowana (Zedrosser i Swenson 2005, Sergiel i in. 2014 w Cierlik i in. 2014a).

Uzyskiwanie informacji metodą ankietową jest zawsze obciążone dużym ryzykiem i dużym błędem. Koordynujący badanie musi ufać w prawdziwość i prawidłowość zapisanych w ankiecie danych oraz musi się liczyć z wieloma brakami danych. Przykładem ilustrującym ten problem niech będzie wskaźnik „liczebność”. Zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Jakubca w 2010 r. w przewodniku „Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza” pod redakcją Małgorzaty Makomaskiej-Juchiewicz w ocenie wskaźnika „liczebność” należało uwzględnić obserwacje wiosenne uzyskane metodą ankietową w poszczególnych nadleśnictwach i parkach narodowych w obszarze danego stanowiska. Należało też opierać się na założeniu, że osobnik obserwowany wiosną do 30 kwietnia danego roku jest osobnikiem osiadłym. W związku z biologią i ekologią gatunku, opieranie się na założeniu, że wszystkie osobniki zaobserwowane wiosną są „osiadłe” czy też, że jeden osobnik może być obserwowany tylko w trzech-czterech sąsiednich nadleśnictwach, wobec czego liczbę zaobserwowanych osobników należy zmniejszać o jedną trzecią, jest nieuzasadnione. Metoda ta opiera się również na błędnym założeniu, że po śladach obecności lub z bezpośredniej obserwacji można ze stuprocentową pewnością odróżnić poszczególne osobniki. Informacje i dane telemetryczne uzyskane w trakcie realizacji projektów badawczych (m.in. projekt POL-NOR/198352/85/2013 „Global climate change and its impact on brown bear populations: predicting trends and identifying management priorities” czy projekt NCN 2013/08/M/NZ9/00469 „Rozpoznanie czynników ekologicznych determinujących występowanie szkód powodowanych przez niedźwiedzie brunatne (*Ursus arctos*) na poziomie biogeograficznym, populacyjnym i osobniczym: ekologia konfliktu w relacji człowiek - dzikie zwierzęta”) wskazują niezbicie na fakt, iż obecność tego samego niedźwiedzia może być stwierdzana na obszarze 7 nadleśnictw bądź nawet 4 krajów. Dodatkowo, taka kategoryzacja, przy braku danych ankietowych ze wszystkich nadleśnictw, nie pozwalała na zastosowanie tej metody i wyliczenie wskaźnika „liczebność” wg dotychczas stosowanego schematu. Z uwagi na braki danych z wielu nadleśnictw nie udało się także wyliczyć wskaźników „rozród” i „płodność” dla czterech z pięciu badanych stanowisk w badaniach monitoringowych z roku 2014.

Metoda ankietowa jest najczęściej używana do oceny obszaru występowania niedźwiedzi (Boitani i in. 2012). Aby uzyskać z takich obserwacji indeks stanu populacji, który jednak mógłby być stosowany tylko do szacunkowej oceny trendu przy wieloletnich badaniach tą metodą, a nie do oceny liczebności jako takiej, należałoby uwzględnić w analizach np. zróżnicowanie w intensywności prac terenowych (np. liczbę obserwatorów czy liczbę godzin spędzonych w terenie; Kindberg i in. 2009). Ponadto, właściwa, skuteczna i miarodajna metoda badania liczebności powinna opierać się na statystycznie poprawnych metodach próbkowania i odpowiednich do nich analizach (Breitenmoser i in. 2006). Stosowana metoda ankietowa, z uwagi na niesystematyczność, incydentalność i oportunistyczność obserwacji dokonywanych w terenie, a także retrospektywne ich pozyskiwanie (wpisy nie były dokonywane bezpośrednio po stwierdzeniu, nie weryfikowano obserwacji, np. na podstawie fotografii z opisem lub zebranych prób z odchodów do badań genetycznych), jest obciążona błędami systematycznymi, uniemożliwiającymi jej użycie do szacowania liczebności populacji. Może zatem dostarczyć względnie jasnego obrazu rozmieszczenia niedźwiedzi, nie nadaje się natomiast do oceny liczebności (Linnell i in. 1998; Boitani i in. 2012).

Monitoring liczebności powinien być prowadzony wyłącznie za pomocą genotypowania osobników z nieinwazyjnie zebranego materiału (odchody, sierści; Skrbinek i in. 2012). Ta metoda pozwala obecnie na najbardziej dokładne oszacowanie liczebności populacji. Co więcej, może dostarczyć dodatkowych informacji, takich jak stosunek płci, stopień spokrewnienia, przemieszczanie się i połączenia między (sub)populacjami, wzorce dyspersji i ekspansji, poziom inbrodu i zróżnicowania genetycznego (ważne w małych i zagrożonych populacjach), poziom śmiertelności i reprodukcji (w przypadku wieloletniego monitoringu genetycznego), rozmieszczenie czy wykorzystanie siedlisk. Ponieważ głównym celem monitoringu jest uzyskiwanie rzetelnych danych, gromadzonych w standardowy i powtarzalny sposób, optymalizując jednak przy tym możliwości i dostępne

zasoby, proponujemy, by na potrzeby Państwowego Monitoringu Środowiska szacować jedynie wskaźniki dotyczące liczebności i oznaczenia płci. Nie jest konieczne wykorzystywanie na potrzeby monitoringu dodatkowych wskaźników wymienionych powyżej.

Monitoring liczebności za pomocą genotypowania osobników z nieinwazyjnie zebranego materiału powinien pokryć cały obszar występowania niedźwiedzia, jaki wykazano na podstawie badań ankietowych. Ta metoda może również dostarczyć cennych danych o genetycznej łączności pomiędzy zachodnią (Tatry) a wschodnią (Bieszczady) częścią populacji niedźwiedzia brunatnego w północnych Karpatach. Proponujemy również, by wynik dla parametru „populacja” był waloryzowany jedynie na poziomie krajowym (dla całego obszaru występowania niedźwiedzia w Polsce) i by zrezygnować z oceny liczebności na poziomie ww. stanowisk monitoringowych.

Wskaźniki stanu ochrony gatunku – parametr „siedlisko”

Wskaźniki oceny stanu siedliska opisane w metodyce z 2010 r. (Jakubiec 2010) są niejasne i niejednoznaczne. Niejasne jest na przykład, czy do wyliczenia wartości wskaźnika autor metodyki przyjmował tylko 3 typy drzewostanów: lasy liściaste (klasa pokrycia terenu wg CORINE Land Cover: 311), lasy iglaste (312) i lasy mieszane (313), czy brał pod uwagę również inne kategorie pokrycia terenu (np. z klasy 3.2, tj. „zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej”). Siedliska intensywnie wykorzystywane przez niedźwiedzie obejmują również niektóre typy siedlisk nieleśnych (Fernández i in. 2012, Ziółkowska i in. 2016). Przyjęcie restrykcyjnej waloryzacji (i wzięcie pod uwagę tylko siedlisk typowo leśnych z klasy CLC 3.1 „lasy”) w przypadku wskaźnika kardynalnego, jakim jest „lesistość”, skutkuje niskimi i bardzo niskimi ocenami stanu zachowania siedliska, co nie zawsze odzwierciedla sytuację w terenie. Trudnym do oszacowania i interpretacji był również wskaźnik „turystyka (liczba miejsc noclegowych/hotelowych na jednostkę powierzchni)”. Przygotowując sprawozdanie z roku 2014 (Sergiel i in. 2014 w Cierlik i in. 2014a), do obliczenia wskaźnika „Presja turystyczna” korzystano ze wskaźnika turystyka / turystyczne obiekty noclegowe / turystyczne obiekty noclegowe z Banku Danych Lokalnych. Ponieważ w metodyce Jakubca (2010) zapisano „dane GUS dla wszystkich gmin wchodzących w skład ostoi sumuje się i przelicza na jednostkę powierzchni”, a przy liczeniu wskaźnika sumowanie danych dla wszystkich gmin wchodzących w skład ostoi wydaje się nieuprawnione, do obliczenia wskaźnika wykorzystano dane dla gmin, których powierzchnia w obrębie badanego stanowiska monitoringowego była większa niż 10%. Wykorzystano dane na temat wszystkich miejsc noclegowych w danej gminie oraz średnie dla gmin. Wskaźnik obliczano, przyjmując średnie dla gmin w przeliczeniu na powierzchnię ostoi (nie były to średnie ważone, ale średnie arytmetyczne).

Wynikiem modelowania przydatności oraz łączności siedlisk niedźwiedzia brunatnego w polskiej części Karpat (Fernández i in. 2012, Ziółkowska i in. 2016) jest m.in. zestaw wskaźników pozwalających na najbardziej miarodajne określenie jakości siedlisk, uwzględniające specyfikę gatunku. Stopień zalesienia terenu jest najważniejszym czynnikiem ograniczającym występowanie niedźwiedzia. Samice w czasie rozrodu mają wyższe i bardziej restrykcyjne wymagania co do jakości siedlisk. Preferują siedliska wysoce zalesione, z niską antropopresją, ale też przeplatane łąkami i niskimi zaroślami (Fernández i in. 2012).

W związku z powyższym zaistniała potrzeba modyfikacji opisanej w przewodniku metodyki. W kolejnych rozdziałach zaproponowano nowe wskaźniki do oceny stanu ochrony gatunku, stanu siedlisk oraz opis zaproponowanych metod badań monitoringowych.

3. Proponowana, zmieniona metodyka

3.1 Schemat monitoringu populacji niedźwiedzia w Polsce:

Monitoring populacji niedźwiedzia brunatnego powinien być prowadzony na dwóch poziomach przestrzennych i w dwóch cyklach czasowych:

1) COROCZNIE:

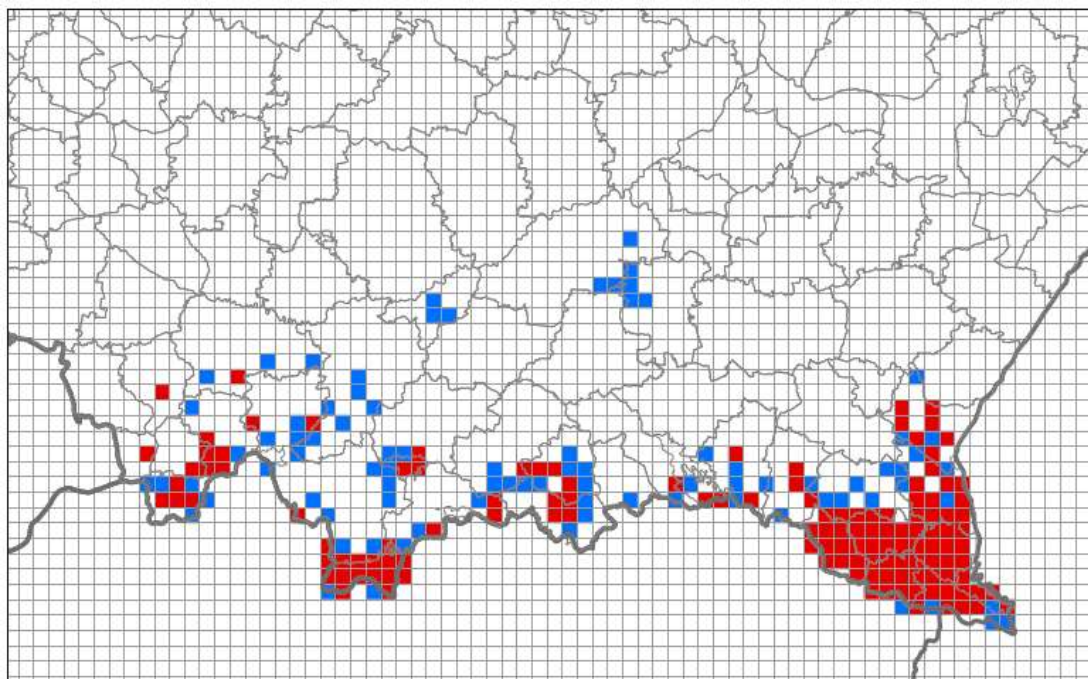
- a) uzyskiwanie informacji o rozmieszczeniu gatunku (**parametr „populacja”, wskaźnik „obecność”**) na obszarze aktualnego (polska część Karpat) i potencjalnego (Polska północno-wschodnia) występowania gatunku;
- b) uzyskiwanie informacji dotyczących obserwacji samic z młodymi, ze wskazaniem liczby młodych, z obszaru aktualnego (polska część Karpat) i potencjalnego (Polska północno-wschodnia) występowania gatunku (**parametr „populacja”, wskaźnik „rozdród”**);

2) CO SZEŚĆ LAT:

- a) uzyskanie informacji o liczebności populacji w granicach całego arealu występowania niedźwiedzia brunatnego w Polsce (obszar wyznaczony na podstawie badań ankietowych rozmieszczenia) – **parametr „populacja”, wskaźnik „liczebność”**;
- b) uzyskanie informacji o wskaźnikach stanu siedliska gatunku – **parametr „siedlisko”, wskaźniki stanu siedliska**;
- c) dokonanie **oceny wszystkich wskaźników stanu populacji i stanu siedliska, parametrów: populacja, siedlisko i perspektyw ochrony oraz stanu ochrony.**

Proponujemy, by badania stanu populacji i części wskaźników stanu siedliska prowadzone były w oparciu o siatkę kwadratów 5×5 km, zastosowaną przez Fernándeza i współpracowników w badaniach opisanych w pracy Fernandez i in. (2012). W badaniach tych stwierdzono występowanie niedźwiedzi w Polsce w 216 polach siatki 5×5 km (powierzchnia 5400 km²), natomiast obecność samic z młodymi - w 130 polach siatki 5×5 km (powierzchnia 3250 km²) (ryc. 2). Dane te traktowane są jako referencyjne w proponowanej metodyce monitoringu stanu populacji niedźwiedzia. Siatka sporządzona jest w Państwowym Układzie Współrzędnych Geodezyjnych 1992.

Ryc. 2. Wyniki badań Fernándeza i in. (2012) w siatce kwadratów 5×5 km. Kolorem czerwonym oznaczono pola siatki z potwierdzoną w latach 1985-2005 obecnością samic z młodymi (130 pól siatki), kolorem niebieskim oznaczono pola siatki z potwierdzoną obecnością niedźwiedzi (216 pól siatki). Pola czerwone (reprodukcja) nakładają się z polami w kolorze niebieskim (obecność).



3.2 Wskaźniki i parametry oraz ocena stanu ochrony gatunku

3.2.1 Wskaźniki stanu populacji

Parametr „populacja” do oceny stanu ochrony niedźwiedzia brunatnego może być oceniany na podstawie trzech wskaźników: **(1) obecność, (2) rozród i (3) liczebność***.

*Należy mieć na uwadze, że ocena stanu populacji na podstawie liczebności w odniesieniu do populacji niedźwiedzi występującej w Polsce nadal pozostaje dyskusyjna i może być poddawana krytyce. Niedźwiedzie brunatne występujące w Polsce są częścią karpackiej populacji gatunku, współdzielonej z Republiką Czeską, Słowacją, Rumunią, Ukrainą i Serbią, której liczebność szacowana jest na około 7200 osobników (z wyłączeniem Ukrainy; Chapron i in. 2014). Według zaleceń proponowanych przez badaczy zrzeszonych w Large Carnivore Initiative for Europe, IUCN/SCC Specialist Group, oceny i waloryzacje stanu populacji powinny być prowadzone na poziomie populacji, nie na poziomie krajowym (Linnell, Salvatori, Boitani, 2008). Ocena wskaźników takich jak „efektywna wielkość populacji” (Effective Population Size, N_e) czy minimalna wielkość populacji zdolnej do przeżycia (Minimum Viable Population, MVP) mają sens w odniesieniu do funkcjonalnej populacji, a nie do jej części w granicach danego kraju. Szacunki liczebności uzyskane metodami ignorującymi fakt, że te same osobniki mogą penetrować obszar będący pod jurysdykcją więcej niż jednego kraju, powodują jej sztuczne zawyżanie (Bischof i in. 2016).

Wskaźniki stanu populacji szacowane są w odniesieniu do siatki kwadratów 5×5 km (za Fernández i in. 2012). **Wskaźniki „obecność” i „rozród”** szacowane są na podstawie potwierdzonych obserwacji niedźwiedzi, tj. informacji uzyskiwanych corocznie z formularza ankietowego wysyłanego do nadleśnictw i parków narodowych w granicach aktualnego bądź potencjalnego występowania niedźwiedzia, a **wskaźnik „liczebność”** na podstawie wyników genotypowania (sposób przeprowadzania badań dla wskaźników stanu populacji opisano w rozdz. 4.2.1). **Ocena wskaźników „obecność” i „rozród”** jest dokonywana raz na 6 lat na podstawie zbieranych corocznie danych, odpowiednio o rozmieszczeniu albo o miejscach rozrodu, zgodnie z waloryzacją przedstawioną w tabeli 3. Przy ocenie uwzględniane są wszystkie pola w siatce kwadratów 5×5 km, w których obserwowano odpowiednio obecność niedźwiedzi lub obecność samic z młodymi w którymkolwiek roku z okresu 6 lat. W przypadku niedźwiedzia brunatnego, gatunku o tak dużej mobilności i rozległych areałach, trudno mówić o populacjach na poziomie obszarów Natura 2000 czy obszarów badawczych, przyjętych w 2014 r. do badań monitoringowych. Wskaźniki stanu populacji powinny być więc określane dla całej populacji niedźwiedzia w granicach obszaru występowania na terenie Polski.

Tabela 2. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność	liczba kwadratów w siatce kwadratów 5×5 km (według Fernández i in. 2012), w których stwierdzono obecność osobników niedźwiedzia	dane uzyskiwane corocznie z formularza internetowego wysyłanego wg schematu opisanego w rozdziale 4.2.1; pomiar wykonywany corocznie, ocena dokonywana co 6 lat
Rozród	liczba kwadratów w siatce kwadratów 5×5 km (według Fernández i in. 2012), w których stwierdzono reprodukcję (obecność samic z młodymi)	dane uzyskiwane corocznie z formularza internetowego wysyłanego wg schematu opisanego w rozdziale 4.2.1; pomiar wykonywany corocznie, ocena dokonywana co 6 lat
Liczebność*	szacunkowa liczebność populacji (wraz z przedziałem ufności)	liczenie metodami „capture-mark-recapture” w oparciu o zgenotypowane osobniki z materiału zebranego nieinwazyjnie (co 6 lat)

*Do oszacowania liczebności populacji wykorzystuje się modele log-liniowe i analizę metodą „capture-mark-recapture”, np. w pakiecie statystycznym R, wersja co najmniej 2.10.1, pakiet „Rcapture” (Baillargeon i Rivest 2007) – stosuje się model Jolly’ego-Sabera dla populacji otwartych, uwzględniający występowanie urodzeń, śmierci oraz napływu i odpływu osobników (Selva i in. 2011)), „SECR” (Efford 2019), „Capwire” (Pennell i in. 2012) bądź nowsze pakiety.

Tabela 3. Waloryzacja wskaźników stanu populacji (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły)

Wskaźnik	Ocena		
	FV	U1	U2
Obecność*	>216	216-130	<130
Rozród*	≥130	129-98	≤97
Liczebność**	>100 osobników	50-100 osobników	<50 osobników

* **Waloryzację wskaźnika „obecność” i „rozród”** oparto o dane empiryczne dla Polski i Słowacji opracowane przez Fernández i in. (2012). Wg tych danych obecność niedźwiedzi stwierdzono w 216 polach siatki 5×5 km, natomiast obecność samic z młodymi potwierdzono w 130 polach siatki 5×5 km. Wartości te uznano za wartości progowe, powyżej których stan odpowiednio wskaźnika „obecność” i „rozród” można uznać za właściwy (FV). Przyjęto także, że dla

wskaźnika „obecność” stan niezadowolający (U1) to potwierdzona obecność niedźwiedzi w przedziale pomiędzy 216 a 130 spośród pól siatki kwadratów, a stan zły (U2) to obecność niedźwiedzi potwierdzona w mniej niż 130 polach. Dla wskaźnika „rozród” przyjęto, że stan niezadowolający (U1) to potwierdzona obecność niedźwiedzi z młodymi w przedziale 129-98 pól siatki kwadratów, a stan zły (U2) to obecność niedźwiedzi z młodymi potwierdzona w co najmniej 97 polach siatki (za próg redukcji oceny przyjęto 25%).

****Waloryzację wskaźnika „liczebność”** (wynik liczenia unikalnych genotypów) zaproponowano w oparciu o szacunek efektywnej wielkości populacji (N_e), na podstawie dostępnych danych demograficznych dla badanej populacji, przy teoretycznych założeniach modelu Hardy’ego-Weinberga, iż (1) kojarzenie jest losowe (gamety wszystkich osobników w populacji mają takie same prawdopodobieństwo udziału/ekspresji w następnym pokoleniu), (2) stosunek płci w populacji wynosi 1:1, (3) pokolenia nie nakładają się. Zastosowano wzór zaproponowany przez Brussarda (1986) dla populacji niedźwiedzia brunatnego w Parku Narodowym Yellowstone w Stanach Zjednoczonych.

I tak: $N_e = G(N_i)$, gdzie

- G = długość pokolenia (średni czas pomiędzy przyjściem na świat potencjalnych matek i przyjściem na świat ich córek),
- N_i = liczba osobników „produkowanych” rocznie, które przeżywają do okresu reprodukcyjnego.

Za długość pokolenia (G) przyjęto **8 lat** (za Skrbinšek i in. 2014).

N_i obliczono na podstawie dostępnych danych demograficznych dla populacji, opublikowanych przez Selva i in. (2011), wg wzoru:

N_i = liczba samic wyprowadzających młode w roku $\times$ średnia liczba młodych w miocie $\times$ prawdopodobieństwo przeżycia młodych do wieku rozrodczego, gdzie:

- przyjęta średnia liczba młodych w miocie to **1,9** (średnia wielkość miotu niedźwiedzia brunatnego wynosi 1,3-2,6 (za Selva i in. 2011));
 - przyjęte prawdopodobieństwo przeżycia młodego do wieku reprodukcji to **0,25** (za Brussard 1986);
 - liczbę samic przystępujących rocznie do rozrodu oszacowano na podstawie liczby **39 samic** w populacji określonej metodami molekularnymi (Selva i in. 2011), przyjmując założenie, że mogły to być samice w wieku rozrodczym i że samice tego gatunku podejmują rozród średnio raz na trzy lata.
- Tak więc $N_i = (39:3) \times 1,9 \times 0,25 = 6,175$

Stąd: $N_e = 8 \times 6,175 = 49,4$.

Oszacowaną w ten sposób wartość N_e uznano za wartość, poniżej której stan populacji określa się jako **zły (U2)**. Zaznacza się, że uzyskana wartość to wartość na rok uzyskania danych, przy kilku teoretycznych założeniach opisanych powyżej. Ocenę U2, przy tak uzyskanej wartości parametru liczebność, uznano za zasadną z uwagi na transgraniczny i otwarty charakter populacji, a więc istotną możliwość wykrywania genotypów osobników mających centra swojej aktywności poza granicami kraju. Na podstawie danych uzyskiwanych metodami molekularnymi można również określić potencjalne centra aktywności samic, przypisując zidentyfikowanym genotypom lokalizację w siatce kwadratów obejmującej cały obszar występowania gatunku (jak w Bischof i in. 2016).

Progi wartości wskaźnika „liczebność” dla ocen **FV** i **U1** oparto o:

1. Dane z monitoringu genetycznego przeprowadzonego w roku 2011 przez Tatrzański Park Narodowy (przez cały rok 2011, w ramach monitoringu prowadzonego wspólnie ze słowackim parkiem narodowym TANAP, prowadzono systematyczny zbiór włosów niedźwiedzi do badań genetycznych, których celem było określenie liczebności niedźwiedzi w Tatrach) [źródło danych: Zwijacz-Kozica T., Zięba F., Nowak Z., Majko P., Lenko P., Selva N. 2014. Getting transboundary cooperation into practice: brown bear genetic monitoring in the Tatra Mountains. Book of Abstracts of 23rd International Conference on Bear Research and Management, Saloniki, Grecja, 5-11.10.2014; s. 162] – w publikacji podano stwierdzoną w trakcie badań liczbę 30 unikalnych genotypów niedźwiedzia brunatnego w Polskich Tatrach;
2. Dane z monitoringu genetycznego przeprowadzonego w roku 2010 dla celów opracowania propozycji "Programu ochrony niedźwiedzia brunatnego w Polsce" [źródło danych: Selva N., Zwijacz-Kozica T., Sergiel A., Olszańska A., Zięba F. 2011. Program ochrony niedźwiedzia brunatnego w Polsce – projekt. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, 1-79 + załączniki 1-9] - w publikacji oszacowano liczebność niedźwiedzia brunatnego w Polsce na ok. 95 osobników (od 68 do 117);
3. Dane z oceny występowania gatunku metodą ankietową przeprowadzonej w roku 2010 dla celów opracowania propozycji "Programu ochrony niedźwiedzia brunatnego w Polsce" [źródło danych: Selva N., Zwijacz-Kozica T., Sergiel A., Olszańska A., Zięba F. 2011. Program ochrony niedźwiedzia brunatnego w Polsce – projekt. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, 1-79 + załączniki 1-9].

Na ich podstawie przyjęto, zaproponowane w tabeli 3, progi wartości wskaźnika „liczebność” dla oceny **FV (stan właściwy)** – powyżej **100 osobników** oraz dla oceny **U1 (stan niezadowolający)** – **pomiędzy 50 a 100 osobników**. Z uwagi na ekologię gatunku należy jednak pamiętać, iż bardzo trudno jest podać dokładną liczbę niedźwiedzi występujących w Polsce. Na podstawie przytoczonych powyżej danych literaturowych aktualną liczebność niedźwiedzia w Polsce oszacowano na ok. 100 osobników. Tą wartość przyjęto jako stan właściwy (FV).

Koordynator programu monitoringu niedźwiedzia powinien również **raz do roku** pozyskać:

1. Ewidencję lokalizacji zaobserwowanych gawr – od regionalnych dyrekcji ochrony środowiska i parków narodowych;
2. Dane o szkodach powodowanych przez niedźwiedzie oraz kwotach wypłaconych odszkodowań (data, lokalizacja, rodzaj szkody, kwota odszkodowania) – od regionalnych dyrekcji ochrony środowiska;
3. Dane o śmiertelności i przypadkach chorób – od regionalnych dyrekcji ochrony środowiska oraz Wojewódzkich Inspektoratów Sanitarnych i Wojewódzkich Inspektoratów Weterynarii.

Dane te, w formie tabelarycznej, powinny być obowiązkową i integralną częścią sprawozdania z monitoringu gatunku, pomimo że nie stanowią podstawy do obliczania wartości wskaźników czy parametrów. Dane te stanowią istotną informację o stanie gatunku, relacjach człowiek-niedźwiedź, skuteczności zabiegów ochronnych i mogą być wykorzystywane przez służby ochrony przyrody. Są również pomocne do określenia parametru „perspektywy ochrony gatunku”.

3.2.2 Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji (parametru „populacja”) niedźwiedzia brunatnego jest dokonywana raz na 6 lat na podstawie trzech wskaźników: (1) obecność i (2) rozród, badanych corocznie, oraz (3) liczebność, badanego raz na 6 lat. Przy ocenie stanu populacji wszystkie trzy wskaźniki powinny być taktowane jako równocenne. Stan populacji oceniany jest zgodnie z poniżej przedstawionym schematem (kolejność wskaźników w schemacie jest dowolna) (tabela 4).

Tabela 4. Schemat oceny parametru „populacja” (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły).

Oceny wskaźników (kolejność dowolna): (1) obecność, (2) rozród, (3) liczebność			Ocena stan populacji
FV	FV	FV	FV
FV	FV	U1	
FV	FV	U2	U1
FV	U1	U1	
U1	U1	U1	
FV	U1	U2	
U1	U1	U2	
FV	U2	U2	U2
U1	U2	U2	
U2	U2	U2	

Uznaje się, że wszystkie zaproponowane wskaźniki są możliwe do wyliczenia. Gdyby jednak dwa lub więcej wskaźników pozostawało nieznanymi, proponujemy, by dla oceny stanu populacji przyjąć schemat i reguły takie jak w raportach dla Komisji Europejskiej z wdrażania dyrektywy siedliskowej: Stan populacji określany jest jako nieznan (XX) w sytuacji, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono jako „nieznane” i jednocześnie wszystkie pozostałe wskaźniki oceniono na FV („Two or more ‘unknown’ combined with ‘favourable’ or all ‘unknown’”).

3.2.3 Wskaźniki stanu siedliska

Na podstawie dostępnych opracowań dotyczących m.in. modeli siedliskowych dla niedźwiedzia w zachodnich Karpatach (Fernández i in. 2012, Ziółkowska i in. 2016), a także innych opracowań dotyczących wpływu antropopresji na siedliska dużych drapieżników (Ceia-Hasse i in. 2017), do oceny stanu siedliska proponuje się następujące wskaźniki:

1. Pokrycie terenu:

(1.1) lesistość;

(1.2) gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych;

2. Antropopresja:

(2.1) zagęszczenie terenów zurbanizowanych;

(2.2) mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska).

Wskaźniki (1.1) lesistość, (1.2) gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych i (2.1) zagęszczenie terenów zurbanizowanych są badane i oceniane w odniesieniu do mapy miejsc rozrodu (wykonywanej co 6 lat, w oparciu o siatkę kwadratów 5×5 km wg Fernández i in. 2012, wg metody opisanej w rozdz. 3.2.1), natomiast wskaźnik (2.2) mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska) jest badany i oceniany w odniesieniu do obszaru przedstawionego na rycinie 3, obejmującego 46 nadleśnictw oraz 7 parków narodowych. Wskaźniki wyliczane są zgodnie z metodą opisaną w tabeli 5.

Wskaźniki dotyczące pokrycia terenu i zagęszczenia terenów zurbanizowanych powinny być wyliczane z wykorzystaniem danych z CORINE Land Cover 2018 (http://clg.gios.gov.pl/index.php?option=com_content&view=article&id=1&Itemid=307) lub odpowiednio aktualniejszych. Do obliczenia wskaźnika „mateczniki” konieczne jest uzyskanie danych o zagęszczeniu dróg, które powinny być wyliczane na podstawie danych z wektorowej warstwy infrastruktury drogowej Polski z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO2016 lub nowszej) udostępnionej przez CODGiK.

Ryc. 3. Obszar, dla którego gromadzone są dane do określenia wskaźnika „matecznik”, obejmujący 46 nadleśnictw (oznaczonych kolorem jasnozielonym): Andrychów, Baligród, Bielsko, Bircza, Brzesko, Brzozów, Chrzanów, Cisna, Dąbrowa Tarnowska, Dębica, Dukla, Dynów, Głogów Małopolski, Gorlice, Gromnik, Jeleśnia, Kańczuga, Katowice, Kobiór, Kołaczyce, Komańcza, Krasieczyn, Krościenko, Krzeszowice, Lesko, Limanowa, Lutowiska, Łosie, Miechów, Myślenice, Nawojowa, Niepołomice, Nowy Targ, Pińczów, Piwniczna, Rymanów, Stary Sącz, Strzyżów, Stuposiany, Sucha, Tuszyna, Ujszoły, Ustroń, Ustrzyki Dolne, Węgierska Górka, Wisła oraz parki narodowe: Ojcowski PN, Babiogórski PN, Tatrzański PN, Gorczański PN, Pieniński PN, Magurski PN, Bieszczadzki PN (oznaczonych kolorem ciemnozielonym).

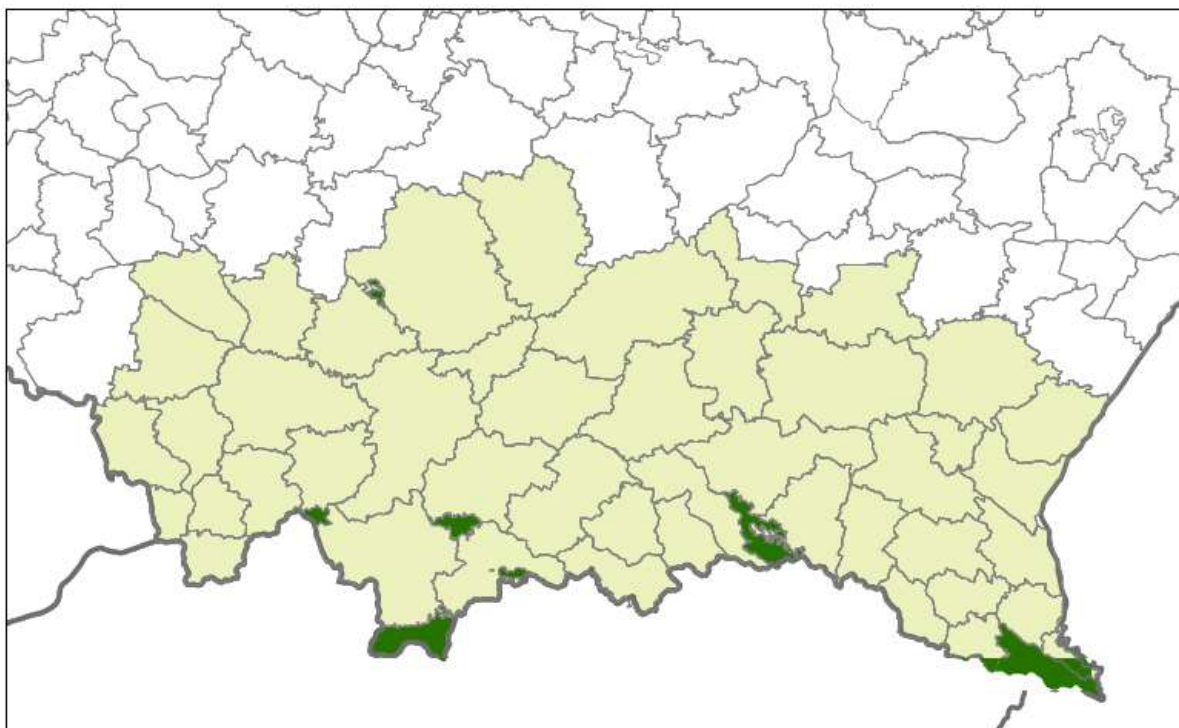


Tabela 5. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
1.1 Lesistość	% (średnia i odchylenie standardowe)	Średnie pokrycie (% pokrycia powierzchni) lasem (klasa CLC 31 Lasy: lasy liściaste, lasy iglaste, lasy mieszane, wg danych dostępnych dla CORINE Land Cover 2018 lub nowszego) na obszarze ze stwierdzonym rozrodem niedźwiedzia (na podst. danych uzyskiwanych corocznie dla wskaźnika „rozród” wg schematu opisanego w rozdziale 4.2.1). Stopień [%] pokrycia lasem powinien być obliczony dla każdej zaproponowanej w schemacie poniżej jednostki obliczeniowej, tj. dla każdego pola, w którym stwierdzono reprodukcję oraz dla 4 pól sąsiadujących z tym polem – łącznie dla 5 pól siatki o łącznej powierzchni 125 km² (patrz: schemat poniżej, wg Fernández i in. 2012). Średnie pokrycie powierzchni lasem powinno być wyliczone dla wszystkich jednostek obliczeniowych, tj. dla wszystkich pól ze stwierdzoną reprodukcją wraz z otaczającymi je 4 polami sąsiadującymi; pomiar wykonywany co 6 lat pole ze stwierdzeniem rozrodu niedźwiedzi pole w promieniu 1 komórki sąsiadującej z polem ze stwierdzeniem rozrodu niedźwiedzi

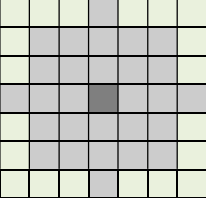
1.2 Gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych	m/ha (średnia i odchylenie standardowe)	Łączna długość rzeczywistych granic płatów siedlisk leśnych i nieleśnych przypadająca na jednostkę powierzchni; siedliska leśne to lasy wg klasy CLC 31 Lasy: lasy liściaste, lasy iglaste, lasy mieszane wg danych CORINE Land Cover 2018 lub nowszego; siedliska nieleśne to siedliska z klasy CLC 32 Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej, tj. 321 Murawy i pastwiska naturalne, 322 Wrzosowiska i zakrzaczenia, 324 Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian wg danych CORINE Land Cover 2018 lub nowszego; pomiar wykonywany co 6 lat
2.1 Zagęszczenie terenów zurbanizowanych	n/km ² (średnia i odchylenie standardowe)	Liczba terenów zurbanizowanych (płatów siedlisk) z klasy CLC 1 Tereny antropogeniczne, wg danych CORINE Land Cover 2018 lub nowszego, w zaproponowanej jednostce obliczeniowej (schemat poniżej) na km². Zaproponowaną jednostką obliczeniową jest suma pól kwadratów otaczających pole ze stwierdzoną reprodukcją, w promieniu 3 komórek sąsiadujących, oraz pola ze stwierdzoną reprodukcją, tj. 29 pól siatki o łącznej powierzchni 725 km² (wg schematu poniżej i Fernández i in. 2012); średnia powinna być wyliczona dla wszystkich jednostek obliczeniowych, tj. dla wszystkich pól ze stwierdzoną reprodukcją wraz z 28 otaczającymi je polami sąsiadującymi; pomiar wykonywany co 6 lat   pole ze stwierdzeniem rozrodu niedźwiedzi  pole w promieniu 3 komórek sąsiadujących z polem ze stwierdzeniem rozrodu niedźwiedzi
2.2 Mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska)	km ²	suma powierzchni mateczników (obszarów bezpiecznego siedliska); na podstawie danych o zagęszczeniu dróg (wszystkie typy dróg wg klasyfikacji BDOO), obliczonych z wykorzystaniem wektorowej warstwy infrastruktury drogowej Polski (BDOO2016 lub nowsze) w skali 1:50 000, wylicza się macierz odległości od dróg i szlaków w Karpatach. Należy wyróżnić obszary odległe od najbliższego szlaku lub drogi o co najmniej 500 metrów i dodatkowo obejmujące obszar o powierzchni ponad 4 km ² ; pomiar wykonywany co 6 lat

Tabela 6. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły) na podst. Fernández i in. 2012 dla wskaźników 1.1, 1.2, 2.1 i Selva i in. 2011 dla wskaźnika 2.2.

Wskaźnik	Ocena		
	FV	U1	U2
1.1 Lesistość	>50	50-40	<40
1.2 Gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych	>5	5-3	<3
2.1 Zagęszczenie terenów zurbanizowanych	<0.05	0.05-0.07	>0.07
2.2 Mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska)	>100 km ²	100-75 km ²	<75 km ²

3.2.5 Ocena stanu siedliska

Wskaźniki dotyczące zarówno pokrycia terenu (lesistość, gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych), jak i antropopresji (zagęszczenie terenów zurbanizowanych, mateczniki) decydują o możliwościach występowania i reprodukcji gatunku. Nagłe pogorszenie lub stałe pogarszanie się powyższych wskaźników może spowodować spadek liczebności czy zmniejszenie obszaru występowania populacji, a w konsekwencji wycofanie się gatunku z badanego obszaru.

Wskaźniki (1.1) lesistość, (1.2) gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych i (2.1) zagęszczenie terenów zurbanizowanych mają szczególne znaczenie dla rozrodu gatunku, dlatego też powinny być oceniane w odniesieniu do mapy utworzonej dla wskaźnika „rozród”. Mapą wyjściową i referencyjną dla wskaźnika „rozród” jest mapa z pracy Fernández i in. 2012 (ryc. 2). Wskaźnik (2.2)

mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska) powinien być badany i oceniany w odniesieniu do całego obszaru przedstawionego na rycinie 3, obejmującego 46 nadleśnictw oraz 7 parków narodowych.

Oceny stanu siedliska dokonuje się w następujących krokach:

Krok 1. Ocenia się osobno wskaźniki 1.1 lesistość, 1.2 gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych i 2.1 zagęszczenie terenów zurbanizowanych.

Krok 2. Ocenia się łącznie wskaźniki 1.1, 1.2 i 2.1 wg schematu przedstawionego w tabeli 7 (kolejność wskaźników 1.1, 1.2 i 2.1 na schemacie jest dowolna, wskaźniki te powinny być taktowane jako równocenne), aby otrzymać **ocenę 1**.

Krok 3. Ocenia się wskaźnik 2.2 (**ocena 2**).

Krok 4. Na podstawie **oceny 1** i **oceny 2** dokonuje się oceny **parametru „siedlisko”** wg poniżej przedstawionego schematu (tabela 7).

Tabela 7. Schemat oceny parametru „siedlisko” (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły).

Krok 1			Krok 2	Krok 3	Ocena parametru
Oceny wskaźników (kolejność dowolna): 1.1 lesistość, 1.2 gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych, 2.1 zagęszczenie terenów zurbanizowanych			Ocena 1 – ocena łączna wskaźników 1.1, 1.2, 2.1	Ocena 2 – ocena wskaźnika 2.2 mateczniki (obszary bezpiecznego siedliska)	Ocena parametru „siedlisko”
FV	FV	FV	FV	FV	FV
FV	FV	U1		U1	U1
FV	FV	U2		U2	U2
FV	FV	U2	U1	FV	U1
FV	U1	U1		U1	U1
U1	U1	U1		U2	U2
FV	U1	U2			
U1	U1	U2		U2	U2
FV	U2	U2		FV	
U1	U2	U2		U1	
U2	U2	U2		U2	

Stan siedliska określany jest jako nieznany (XX) w sytuacji, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono jako „nieznane” i jednocześnie wszystkie pozostałe wskaźniki oceniono na FV („Two or more ‘unknown’ combined with ‘favourable’ or all ‘unknown’”).

3.2.6 Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony gatunku jest oceną ekspercką. Oceniający powinien przeanalizować wszystkie wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska, a także dane o śmiertelności, dane o szkodach, przewidywane zagrożenia i negatywne oddziaływania (Selva i in. 2011, Fernández i in. 2012, Ziółkowska i in. 2016, Ceia-Hasse i in. 2017). Ocenę zaleca się przeprowadzić w ten sam sposób, jak jest to sugerowane w aktualnych wskazaniach do raportowania na podst. art. 17 dyrektywy siedliskowej (Reporting under Article 17 of the habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013–2018, final version May 2017), zgodnie ze schematem przedstawionym w tabeli 8. Należy więc osobno ocenić perspektywy dla pozostałych parametrów stanu ochrony (jako dobre/słabe/złe/nieznane), w oparciu o aktualną ocenę parametru oraz poprzez oszacowanie, na podstawie przewidywanych zagrożeń oraz stosowanych i planowanych działań ochronnych, trendu zmian dla danego parametru w okresie najbliższych 12 lat (tabela 8), a następnie, uwzględniając obie uzyskane wartości, ocenić parametr „perspektywy ochrony gatunku” zgodnie ze schematem przedstawionym w tabeli 9.

Przy ocenie perspektyw ochrony niedźwiedzia ekspert powinien wziąć pod uwagę:

- 1) czy istnieje łączność siedlisk oraz łączność genetyczna pomiędzy segmentami populacji (część zachodnia i wschodnia),
- 2) czy istnieją zagrożenia dla drożności tzw. korytarzy ekologicznych w granicach badanego obszaru (np. plany rozwoju infrastruktury transportowej i wszelkiej zabudowy w obrębie korytarzy),

- 3) czy planowane są działania i inwestycje w granicach badanego obszaru, które miałyby kluczowy, negatywny wpływ na stan zachowania populacji czy siedliska (np. budowa nowych dróg, rozwój infrastruktury rekreacyjnej, intensyfikacja prac leśnych itp.),
- 4) czy są inne zagrożenia dla populacji, jak np. kłusownictwo, duża antropopresja, śmiertelność na lokalnych drogach, śmiertelność wskutek odstrzałów w krajach sąsiednich, liczne przypadki szkód powodowanych przez osobniki konfliktowe, liczne miejsca dokarmiania powodujące zmianę behawioru zimowego oraz transmisję chorób i pasożytów,
- 5) czy są wykonywane lub planowane działania ochronne w odniesieniu do gatunku i jego siedliska, w tym zmierzające do ograniczenia szkód wyrządzanych przez niedźwiedzia.

Tabela 8. Schemat oceny perspektyw dla parametrów stanu ochrony (wg *Reporting under Article 17 of the habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013–2018, final version May 2017*).

Zagrożenia i sposoby ochrony	Przewidywany kierunek przyszłych zmian	Obecny stan (ocena) parametru	Perspektywy dla parametru (w kontekście najbliższych 12 lat)
Równowaga między zagrożeniami (głównie o intensywności średniej M i niskiej L) i stosowanymi sposobami ochrony, nie spodziewamy się zmian w stanie (ocenie) parametru	stabilny =	FV	dobre
		U1	słabe
		U2	złe
		XX	nieznane
Można się spodziewać negatywnego wpływu zagrożeń na stan parametrów (np. wiele zagrożeń o wysokiej (H) i średniej (M) intensywności)	-/--	FV	słabe /złe
		U1	słabe/złe
		U2	złe
		XX	słabe /złe
Brak zagrożeń/tylko zagrożenia o niewielkim wpływie i/lub stosowane efektywne sposoby ochrony, można się spodziewać pozytywnych zmian stanu parametru	+ /++	FV	dobre
		U1	słabe/dobre
		U2	słabe /dobre
		XX	nieznane
Zagrożenia i zabiegi ochronne nieznane lub ich efekt jest nie do przewidzenia	xx	FV	nieznane
		U1	
		U2	
		XX	

Po oszacowaniu perspektyw dla każdego parametru należy wyprowadzić ocenę perspektyw ochrony gatunku, stosując się do reguł wskazanych w tabeli 9.

Tabela 9. Schemat oceny „perspektyw ochrony” gatunku w oparciu o perspektywy dla parametrów „populacja” i „siedlisko”.

Perspektywy ochrony	Właściwe (FV)	Niezadowolające (U1)	Złe (U2)	Nieznane (XX)
	Oba parametry mają dobre perspektywy	Inne kombinacje	Jeden lub oba parametry mają złe perspektywy	Jeden z parametrów ma nieznane perspektywy i żaden nie ma złych perspektyw

3.2.7 Ocena stanu ochrony gatunku

W ocenie stanu ochrony gatunku (ocenie ogólnej) należy brać pod uwagę oceny wszystkich trzech parametrów (populacja, siedlisko i perspektywy ochrony), które należy traktować jako równocenne. Ocena ogólna odpowiada najniższej ocenie któregośkolwiek z rozpatrywanych parametrów. Stan ochrony gatunku określany jest jako nieznany (XX) w sytuacji, gdy dwa lub więcej parametrów oceniono jako „nieznane” i jednocześnie wszystkie pozostałe parametry oceniono na FV („Two or more ‘unknown’ combined with ‘favourable’ or all ‘unknown’”).

3.2.8 Ocena stanu ochrony gatunku na obszarach Natura 2000

Na obszarach Natura 2000 można oceniać jedynie stan siedliska gatunku. Ocena stanu populacji i perspektyw ochrony na poziomie obszarów nie ma uzasadnienia, ponieważ są zbyt małe w stosunku do wymagań gatunku w zakresie przestrzeni życiowej, by oceniać dla nich wskaźniki stanu populacji. Do oceny stanu siedliska w granicach obszarów Natura 2000, położonych w granicach obszaru występowania niedźwiedzia, wykorzystuje się oceny jedynie trzech wskaźników 1.1 lesistość, 1.2 gęstość granic siedlisk leśnych i nieleśnych i 2.1 zagęszczenie terenów zurbanizowanych, określanych z wykorzystaniem siatki kwadratów 5×5 km (za Fernández i in. 2012), przy założeniu, że co najmniej 50% powierzchni komórki leży w granicach obszaru Natura 2000. Ocena stanu siedliska w obszarze Natura 2000 odpowiada łącznej ocenie ww. wskaźników (1.1), (1.2) i (2.1), wyprowadzanej zgodnie ze schematem stosowanym do oceny stanu siedliska w obszarze występowania gatunku (podanym powyżej, tabela 7, krok 1 i 2).

Na poziomie obszarów Natura 2000 nie ocenia się wskaźnika 2.2 mateczniki, a jedynie podaje się sumaryczną powierzchnię obszaru matecznika w granicach obszaru Natura 2000.

4. Opis badań monitoringowych

4.1 Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

W przypadku niedźwiedzia brunatnego za jedną powierzchnię monitoringową proponujemy uznać cały obszar stwierdzonego występowania gatunku w Polsce. Analiza danych, a następnie waloryzacja i ocena wskaźników stanu populacji i stanu siedliska (z wyjątkiem wskaźnika 2.2 mateczniki) prowadzona jest w siatce kwadratów 5×5 km, zastosowanej w pracy Fernández i in. 2012. Ze względu na możliwość występowania niedźwiedzia brunatnego w północno-wschodniej Polsce proponujemy objąć badaniami ankietowymi również nadleśnictwa RDLP Białystok.

4.2 Sposób wykonywania badań

4.2.1. Badanie wskaźników stanu populacji:

Wskaźnik *Liczebność*

Wskaźnik „*liczebność*” szacowany jest na podstawie danych z genotypowania materiału zebranego nieinwazyjnie (próby sierści i próby odchodów niedźwiedzi). Ze względu na wymagany czas trwania, nakład pracy i koszty, monitoring genetyczny może być powtarzany co kilka, np. co 6, lat. Poniżej przedstawiono schemat realizacji monitoringu genetycznego, który pozwoli na wyliczenie wskaźnika „*liczebność*”.

I etap: prace przygotowawcze i terenowe:

- 1) uzyskanie wymaganych zezwoleń (m.in. uzyskanie zezwoleń na zbieranie prób) oraz powiadomienie instytucji zarządzających terenem i służb ochrony przyrody;
- 2) przygotowanie badań:
 - przygotowywanie i opisanie materiałów do zbierania prób, kopert, fiolek itp.,
 - opracowanie terenowej instrukcji zbioru prób,
 - przygotowanie map – siatki z zaznaczonymi miejscami zbioru prób,
 - przygotowanie bazy danych do gromadzenia danych z prac terenowych i wyników analiz genetycznych;
- 3) przeprowadzenie zbioru materiału genetycznego:
 - przeszkolenie pracowników terenowych,
 - zakładanie pułapek włosowych¹ (zainstalowanie pułapek od początku kwietnia do końca maja pierwszego roku monitoringu genetycznego; drzewa, na których zainstalowano pułapki włosowe powinny być ponownie posmarowane smołą drzewną bukową w terminie 3 tygodni od założenia pułapki; czynność tę, tj. ponowne posmarowanie smołą drzewną, należy powtarzać przy kontroli pułapek),
 - zbiór prób:

¹ Pułapkę włosową stanowią trzy fragmenty drutu kolczastego o długości ok. 50 cm, przymocowane do drzewa na wysokości ok. 0,5 m, 1 m i 1,5 m. Dodatkowo, ok. 40 cm nad najwyższym zamocowanym pasmem drutu, drzewo musi zostać posmarowane ok. 150 ml smoły drzewnej. Drzewo z zainstalowaną pułapką włosową powinno zostać oznaczane np. kropką kolorowej farby, a jego lokalizacja (koordynaty geograficzne odczytane przy pomocy GPS) wprowadzona do bazy danych.

- i. **obligatoryjnie i systematycznie:** każdą założoną pułapkę należy skontrolować minimum trzy razy, pierwsza kontrola powinna nastąpić po trzech tygodniach od zainstalowania pułapki, a kolejne dwie kontrole odpowiednio po miesiącu, np. jeśli pułapki zostaną zainstalowane 15 kwietnia, pierwsza kontrola powinna zostać wyznaczona w drugim tygodniu maja, kolejna w drugim tygodniu czerwca, kolejna w drugim tygodniu lipca. Kontrola, oprócz zebrania prób, powinna wiązać się z odświeżeniem smoty. W czasie ostatniej kontroli (wrzesień/październik) należy także zdemontować pułapki, tj. zdjąć druty z drzew. Bardzo istotne jest, by pamiętać, że jedna kępa włosów zebrana z pułapki włosowej powinna być traktowana jako jedna próba (Berezowska i in. 2017). Każda kępa włosów zebrana z pułapki włosowej powinna być zebrana do osobnej koperty i opisana przez zbierającego próby. Po pobraniu próbek włosów drut kolczasty powinien zostać oczyszczony za pomocą zapalniczki, tak by usunąć resztki włosów;
 - ii. **oportunistycznie:** w czasie kontroli pułapek włosowych, np. idąc do założonej pułapki, należy w miarę możliwości zbierać również próby ze świeżych odchodów niedźwiedzi oraz zapisać miejsce zbioru (np. współrzędne GPS); dodatkowo przez cały rok należy zbierać próby ze świeżych odchodów i włosów, np. z okolic miejsc dokarmiania, miejsc odnotowanych szkód, z naturalnych miejsc wycierania się, z opuszczonych gawr czy legowisk;
 - iii. jeżeli po zakończeniu 3 kontroli pułapek nie uda się zebrać co najmniej 250-300 prób materiału genetycznego (systematycznie zbieranych kęp włosów z pułapek włosowych i oportunistycznie zbieranych prób odchodów i włosów), należy przeprowadzić kolejne kontrole pułapek włosowych (w kolejnych miesiącach, do października danego roku), tak by uzyskać minimum 250-300 prób (włosów i odchodów).
- wprowadzenie informacji o zebranych próbach do ww. bazy danych.

II etap: prace laboratoryjne:

- analizy laboratoryjne: izolacja, namnażanie i sekwencjonowanie DNA, genotypowanie i identyfikacja płci.

III etap: analizy statystyczne i interpretacja wyników:

- 1) analizy statystyczne dla oszacowania liczebności populacji,
- 2) interpretacja wyników analiz,
- 3) przygotowanie raportu dotyczącego oceny wskaźnika „liczebność” na podstawie monitoringu genetycznego,
- 4) ocena wskaźników stanu populacji i parametru „stan populacji”.

Zbieranie i przechowywanie prób do badań genetycznych

Kluczowym aspektem jest zaplanowanie sposobu zbierania prób. Jeśli próbki są zbierane w sposób losowy i nie szuka się próbek z równym natężeniem na całym terenie badań, monitoring genetyczny nie da dokładnych wyników. Prawdopodobieństwo zgenotypowania każdego osobnika powinno być jednakowe. W monitoringu z wykorzystaniem metod genetycznych najczęściej stosuje się (1) oportunistyczne zbieranie próbek na całym terenie, np. z pomocą myśliwych, pracowników leśnych lub wolontariuszy (np. Bellemain i in. 2005), (2) systematyczne zbieranie próbek podczas regularnych przejść wzdłuż transektów (np. Bellemain i in. 2007) oraz (3) systematyczne i obligatoryjne zbieranie prób w każdym kwadracie zaprojektowanej sieci kwadratów (5x5 km) z równą intensywnością (np. Boulanger i in. 2008, Kendall i in. 2008). Dla dokładnego oszacowania wielkości populacji zaleca się zebranie co najmniej 2,5-3 krotnie większej liczby próbek niż zakładana liczba zwierząt (Solberg i in. 2006).

Proporcja próbek poprawnie zgenotypowanych jest wyższa dla sierści pobranej z pułapek na włosy rozmieszczonych w sposób systematyczny niż z sierści i odchodów zbieranych oportunistycznie (De Barba i in. 2010). W przypadku odchodów bardzo ważnym czynnikiem jest wiek próbki. Prawdopodobieństwo udanej amplifikacji DNA istotnie spada wraz z czasem, który upłynął od wydalenia odchodów do zebrania próbki (Murphy i in. 2007). Sukces amplifikacji jest stosunkowo wysoki (około 58%) dla świeżych (2- lub 3-dniowych) odchodów, ale spada do 41% dla próbek 1-tygodniowych (Bellemain i in. 2007). Największy spadek sukcesu amplifikacji następuje po pierwszym dniu i jest silniejszy w przypadku DNA jądrowego niż mitochondrialnego (Murphy i in. 2007). Błędy genotypowania również zwiększały się wraz z wiekiem próbki. Pogoda ma duży wpływ na sukces amplifikacji, jego prawdopodobieństwo jest znacznie wyższe w warunkach niskiej wilgotności. Zbieranie próbek ze śniegu lub w temperaturze poniżej zera zwiększa prawdopodobieństwo sukcesu, ponieważ próbki są zamrożone. Również skład diety ma znaczenie w przypadku pozyskiwania DNA z próbek odchodów (Murphy i in. 2003). Badacze zalecają częste zbieranie próbek oraz skoncentrowanie się na okresach suchej lub zimnej pogody (Murphy i in. 2007).

Na potrzeby monitoringu genetycznego niedźwiedzia w Polsce próby powinny być zbierane w sposób systematyczny, zarówno obligatoryjnie, jak i oportunistycznie, z całego obszaru występowania niedźwiedzia, określonego w oparciu o mapę rozmieszczenia opracowaną dla wskaźnika „obecność” (rozdz. 3.2.1). Bazową/referencyjną mapę rozmieszczenia stanowi mapa opracowana przez Fernandez i in. (2012), gdzie obecność niedźwiedzi potwierdzono w 216 polach siatki kwadratów 5×5 km. Mapa ta powinna być weryfikowana co 6 lat, w tym uzupełniana o pola z nowymi stwierdzeniami obecności niedźwiedzia, na podstawie danych uzyskiwanych z ankiet przesyłanych do nadleśnictw i parków narodowych (rozdz. 3.2.1).

W pierwszym cyklu monitoringu niedźwiedzia, w pierwszym roku rozpoczynamy zbieranie danych ankietowych, a w drugim roku przeprowadzamy monitoring genetyczny w oparciu o referencyjną mapę rozmieszczenia, zaktualizowaną na podstawie danych uzyskanych z ankiet. Próby materiału genetycznego należy zbierać obligatoryjnie w 216 polach siatki kwadratów 5×5 km z potwierdzoną obecnością niedźwiedzia z modelu Fernández i in. 2012 oraz w polach siatki kwadratów, w których obecność niedźwiedzi wykazano w badaniach ankietowych. Przed rozpoczęciem kolejnego monitoringu genetycznego należy ponownie zweryfikować i uzupełnić mapę rozmieszczenia niedźwiedzia o dane uzyskane z ankiet przesyłanych do nadleśnictw i parków narodowych z całego okresu od przeprowadzenia poprzedniego monitoringu genetycznego.

Do zbierania prób sierści proponuje się zastosowanie pułapek włosowych (Berezowska-Cnota i in. 2017), zakładanych np. na drzewach wykorzystywanych przez niedźwiedzie do wycierania się. Próby kęp włosów niedźwiedzi można zbierać z pułapek włosowych przez okres 7 miesięcy, od maja do listopada. Pułapki należy zainstalować w każdym polu siatki kwadratów 5×5 km z potwierdzoną obecnością niedźwiedzia z modelu Fernández i in. (2012) oraz w polach siatki kwadratów, gdzie na podstawie badań ankietowych stwierdzono obecność niedźwiedzi. Systematyczny zbiór danych (tj. zbiór z każdego z co najmniej 216 pól siatki kwadratów ze stwierdzoną obecnością) ma na celu uzyskanie jednakowej „siły próbkowania” (ang. *sampling effort*), co jest warunkiem koniecznym do przeprowadzenia zaproponowanych poniżej analiz statystycznych. Pułapki powinny być kontrolowane i próby włosów zbierane raz w miesiącu. Nie ma oczywiście pewności, że próby zostaną pozyskane ze wszystkich zainstalowanych pułapek włosowych we wszystkich 216 kwadratach (lub większej ich liczbie), jednak należy konsekwentnie i systematycznie sprawdzać wszystkie zainstalowane pułapki włosowe. Należy przeprowadzić minimum trzy kontrole wszystkich pułapek (w maju, czerwcu i lipcu), a jeśli będzie taka konieczność, należy przeprowadzić dodatkowe kontrole (do października danego roku).

Wszystkie pułapki powinny zostać zdemontowane jesienią, najpóźniej do października/listopada tego samego roku.

Niezależnie od systematycznego i obligatoryjnego zbioru prób kęp włosów z pułapek włosowych, konieczne jest zbieranie prób odchodów niedźwiedzi, np. na trasie dojścia do pułapki w badanym kwadracie.

Dodatkowo wskazane jest całoroczne pozyskiwanie prób (sierści lub odchodów) w sposób oportunistyczny, np. z okolic miejsc dokarmiania, miejsc odnotowanych szkód, z naturalnych miejsca wycierania się, z opuszczonych gawr czy legowisk. Ponadto, do puli prób przeznaczonych do analiz genetycznych należy włączać próbki tkanek pobranych od martwych niedźwiedzi.

Liczba zebranych prób, przy liczebności populacji szacowanej na ok. 100 osobników, powinna wynosić co najmniej **250-300**, jednak liczba ta powinna być odpowiednio dostosowana do zakładanego odsetka prób zgenotypowanych poprawnie, który zależy od czynników wymienionych powyżej.

Należy podkreślić, że standardowo stosowaną regułą w szacowaniu liczebności z użyciem metod genetycznych jest zbiór 2,5-3 krotnie większej liczby prób niż zakładana liczebność badanej populacji przy założeniu, że nie uda się poprawnie zgenotypować ok. 20-30% prób (Solberg i in. 2006). Po przeprowadzeniu pierwszego monitoringu genetycznego i oszacowaniu uzyskanego odsetka prób poprawnie zgenotypowanych, liczba prób zalecana do zbioru powinna zostać odpowiednio dostosowana.

Próby sierści (kęp włosów) należy pobierać w jednorazowych rękawiczkach i przechowywać w dokładnie opisanych, papierowych kopertach, w suchym miejscu, w temperaturze pokojowej. Bardzo ważny jest właściwy opis zbieranych prób. Na kopercie, do której zbierane są włosy, muszą się znaleźć następujące informacje:

- numer identyfikacyjny próby,
- data i godzina zebrania próby,
- lokalizacja miejsca zbioru (GPS, leśnictwo, nadleśnictwo, ew. oddział lub najbliższa miejscowość),
- poziom pułapki (druć, z którego zebrano kępkę włosów),
- stopień zanieczyszczenia próby,
- imię i nazwisko osoby, która zebrała próbę.

Znalezione **próby odchodów** należy pobierać do 50 ml fiolek, wypełnionych do 3/5 objętości 95-96% alkoholem i przechowywać w temperaturze pokojowej, w lodówce lub w zamrażarce (wskazane przy długim okresie przechowywania). Pobierać należy niewielki fragment odchodów, o maksymalnej objętości 10 ml. Próba powinna być pobrana z fragmentu zawierającego jak najwięcej komórek nabłonka. Jeśli obecny jest śluz bądź inna wydzielina, to wskazane jest pobranie próby właśnie z takiego fragmentu masy kałowej. Materiał pobieramy z powierzchni, która była osłonięta przed działaniem promieniowania UV i deszczu oraz bez kontaktu z podłożem. Fragment kału powinien być pobierany zawsze jednorazowymi szpatułkami i w rękawiczkach, co zapobiega zanieczyszczeniu próby. Fiolka musi zostać dokładnie opisana, a następnie włożona

do foliowej torebki. Na załączonej do foliowej torebki karcie należy obowiązkowo zapisać następujące informacje:

- numer identyfikacyjny próby,
- data i godzina zebrania próby,
- lokalizacja miejsca zbioru (GPS, leśnictwo, nadleśnictwo, ew. oddział lub najbliższa miejscowość),
- imię i nazwisko osoby, która zebrała próbę.

Zebrane próby powinny być przechowywane w zamkniętych pojemnikach kartonowych w temperaturze pokojowej przez kolejne 6 lat, do rozpoczęcia następnego cyklu monitoringu.

Informacje zgromadzone w poprzednich badaniach monitoringowych (w ramach PMŚ) powinny zostać użyte jako pomoc do opracowania systemu zbierania prób w kolejnych cyklach.

Analiza genetyczna prób

Sugeruje się, by do badań używano 12 loci mikrosatelitarnych i jednego locus do określenia płci (zgodnie z tabelą 2 w publikacji Skrbinišek i in., 2010).

Do oszacowania liczebności populacji wykorzystuje się modele log-liniowe i analizę metodą prawdopodobieństwa powtórnego zgenotypowania tego samego osobnika („capture-mark-recapture”), dostępną np. w pakiecie statystycznym R, wersja co najmniej 2.10.1, np. pakiet „Rcapture” (Baillargeon i Rivest 2007). „SECR” (Efford 2019), „Capwire” (Pennell i in. 2012), bądź inne pakiety do analizy danych z zastosowaniem metody „capture-mark-recapture”). W przypadku analiz z użyciem pakietu „Rcapture” stosuje się model Jolly’ego-Sabera dla populacji otwartych, uwzględniający występowanie urodzeń, śmierci, napływu i odpływu osobników. Każdy miesiąc powinien być traktowany jako odrębny okres zbierania prób, w ramach którego rejestrowano obecność zidentyfikowanych genotypowo osobników (Selva i in. 2011).

Rozmieszczenie i rozród

Wskaźniki „obecność” i „rozród” szacowane są corocznie na podstawie danych o obszarze występowania populacji. Dane te uzyskiwane być powinny z użyciem formularza internetowego, poprzez który notowane są obserwacje osobników niedźwiedzia brunatnego. Prośba o wypełnienie formularza powinna być wysyłana przez koordynatora monitoringu trzy razy do roku do wszystkich nadleśnictw i leśnictw, parków narodowych i RDOŚ w dotychczas potwierdzonym i potencjalnym obszarze występowania gatunku, tj. co najmniej:

- **Nadleśnictwa RDLP Katowice:** Andrychów, Bielsko, Chrzanów, Jeleśnia, Katowice, Kobiór, Sucha, Ujsoty, Ustroń, Wiśła, Węgierska Górka,
- **Nadleśnictwa RDLP Kraków:** Brzesko, Dąbrowa Tarnowska, Dębica, Gorlice, Gromnik, Krościenko, Krzeszowice, Limanowa, Łosie, Miechów, Myślenice, Nawojowa, Niepołomice, Nowy Targ, Piwniczna, Stary Sącz, LZD UR Kraków,
- **Nadleśnictwo RDLP Radom:** Pińczów,
- **Nadleśnictwa RDLP Krosno:** Baligród, Bircza, Brzozów, Cisna, Dukla, Dynów, Głogów, Jarosław, Kańczuga, Kołaczyce, Komańcza, Krasieczyn, Lesko, Lutowska, Rymanów, Strzyżów, Stuposiany, Tuszyna, Ustrzyki Dolne,
- **Nadleśnictwa RDLP Białystok:** Augustów, Białowieża, Browsk, Głęboki Bród, Hajnówka, Krynki, Płaska, Supraśl, Waliły, Żednia – proponuje się objęcie badaniami ankietowymi wymienione nadleśnictwa ze względu na potencjalną możliwość występowania niedźwiedzia na ich terenie,
- **Parki narodowe:** Ojcowski PN, Babiogórski PN, Bieszczadzki PN, Gorczański PN, Magurski PN, Pieniński PN, Tatrzański PN,
- **Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska** w Katowicach, Krakowie, Rzeszowie i Białymstoku.

Formularz powinien być dostępny poprzez stronę internetową, prowadzoną i utrzymywaną przez koordynatora monitoringu gatunku (bądź, by zapewnić ciągłość i powtarzalność metodyki, prowadzoną i utrzymywaną przez GIOŚ). Każde nadleśnictwo, park narodowy i RDOŚ otrzyma indywidualny kod dostępu, dzięki któremu możliwe będzie wypełnienie ankiety dla właściwej jednostki administracyjnej. Dane o występowaniu będą przez ankietowane instytucje nanoszone w siatce kwadratów 5×5 km.

Koordynator (osoba odpowiedzialna za prowadzenie monitoringu populacji niedźwiedzia) **corocznie**, co najmniej trzy razy do roku, skontaktuje się ze wszystkimi w/w instytucjami, tak by uzyskać dane od wszystkich wymienionych powyżej instytucji. Dane są odnotowywane (i wprowadzane do bazy danych) obligatoryjnie trzy razy do roku, tj.:

- (1) obserwacje osobników niezimujących (15 grudnia-28 lutego),
- (2) pierwsze wiosenne obserwacje (1 marca - 30 czerwca),

- (3) obserwacje całoroczne (cały rok, stan na 30 grudnia).

Ankieta powinna zawierać następujące informacje:

- data obserwacji,
- lokalizacja obserwacji (oznaczenie kwadratu na siatce kwadratów 5×5 km; z możliwym zaznaczeniem dokładnej lokalizacji za pomocą współrzędnych geograficznych),
- typ obserwacji: (1) obserwacje bezpośrednie (obserwacje osobnika lub samicy z młodymi, martwy osobnik), (2) obserwacje pośrednie (trop, gawra, odchody, włosy, legowiska dzienne (barłogi), znakowane drzewo),
- liczba osobników obserwowanych bezpośrednio (osobnik niedźwiedzia, samica z tegorocznymi młodymi, samica z rocznymi młodymi i liczba młodych),
- liczba osobników obserwowanych w obserwacjach pośrednich (np. trop samicy z młodymi),
- dane obserwatora,
- pole tekstowe do notowania informacji dodatkowych i komentarzy obserwatora.

Podstawową uzyskaną informacją jest występowanie bądź brak występowania gatunku w danej jednostce terenowej (leśnictwo, park narodowy), a także fakt rozrodu, odnotowywane w siatce kwadratów 5×5 km przez ankietowaną instytucję. Na podstawie uzyskanych danych koordynator monitoringu gatunku generuje mapę rozmieszczenia gatunku z zaznaczeniem obserwacji i stwierdzeń rozrodu w odniesieniu do siatki kwadratów 5×5 km.

4.2.2. Badanie wskaźników stanu siedliska:

Sposoby badania wskaźników stanu siedliska opisano w tabeli 5 *Wskaźniki stanu siedliska* oraz w rozdziale 3.2.3 *Wskaźniki stanu siedliska*.

4.3 Sprzęt i materiały do badań

Materiały potrzebne do zbioru prób sierści to papierowe koperty i jednorazowe rękawiczki, a także drut kolczasty do wykonania pułapek włosowych i smoła bukowa jako substancja wabiąca. Do zbioru odchodów potrzebne są fiołki o objętości 50 ml, alkohol 96%, jednorazowe szpatułki i jednorazowe rękawiczki. Lokalizację zebranych prób oznacza się z wykorzystaniem ręcznych urządzeń GPS z mapami obszaru. Analizy genetyczne zebranych prób przeprowadza wyspecjalizowane laboratorium. W analizach siedliskowych podstawowym sprzętem badawczym są aktualne bazy danych w postaci map cyfrowych oraz komputery, wyposażone w oprogramowanie GIS.

Autorzy: Agnieszka Olszańska, Agnieszka Sergiel, Nuria Selva (z późn. zmianami GIOŚ)

5. Literatura cytowana

- Baillargeon S. i Rivest L.-P. 2007. Recapture: loglinear models for capture-recapture in R. *Journal of Statistical Software* 19 (5): 1-31.
- Bellemain E., Swenson J.E., Tallmon D.A., Brunberg S., Taberlet P. 2005. Estimating population size of elusive animals using DNA from hunter-collected feces: comparing four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19: 150-161.
- Bellemain, E., Nawaz, M.A., Valentinia, A., Swenson, J.E., Taberlet, P. 2007. Genetic tracking of the brown bear in northern Pakistan and implications for conservation. *Biological Conservation* 134: 537-547.
- Berezowska-Cnota, T., Luque-Márquez, I., Elguero-Claramunt, I., Bojarska, K., Okarma, H., Selva, N. 2017. Effectiveness of different types of hair traps for brown bear research and monitoring. *PLoS ONE* 12(10): e0186605. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186605>
- Bischof, R. Brøseth, H., Gimenez, O. 2016. Wildlife in a politically divided world: insularism inflates estimates of brown bear abundance. *Conservation Letters* 9(2): 122-130.
- Boitani, L., Ciucci, P., Mortelliti, A. 2012. Designing carnivore surveys. Strony 8-30 w: Boitani, L., Powell, R. A. (red.). *Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.
- Boulanger, J., Kendall, K.C., Stetz, J.B., Roon, D.A., Waits, L.P., Paetkau, D. 2008. Multiple data sources improve DNA-based mark-recapture population estimates of grizzly bears. *Ecological Applications* 18: 577-589.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., von Arx, M., Zimmermann, F., Ryser, A., Angst, Ch., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Linnell, J., Siegenthaler, A., Weber, J.M. 2006. Guidelines for the Monitoring of Lynx. *KORA Bericht* 33e: 1-33.

- Brussard, P. F. 1986. *The Perils of Small Populations II: Genetic Threats to Persistence*. The Management of Viable Populations: Theory, Applications, and Case Studies. Edited by Wilcox, Brussard, and Marcot.
- Ceia-Hasse, A., Borda-de-Água, L., Grilo, C., Pereira, H. M. 2017. Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, doi:10.1111/geb.12564.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balciuska, L., Balys, V., Bedo, P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremic, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majic, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunovic, M., Persson, J., Potocnik, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinšek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Ván'a, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfl, M., Wölfl, S., Zimmermann, F., Zlatanov, D. & Boitani, L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517-1519 + supplementary materials.
- Cierlik, G., Makomaska-Juchiewicz, M., Mróz, W., Perzanowska, J., Król, W., Bonk, M., Zięcik, A. 2014a. Sprawozdanie - zadanie zrealizowane w ramach dziewiątego etapu pracy pt. „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza czwarta”. Etap IX Zadanie 2. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych. Wynik 2A2 - 2A5. Gatunki zwierząt.
- Cierlik, G., Makomaska-Juchiewicz, M., Mróz, W., Perzanowska, J., Król, W., Bonk, M., Zięcik, A. 2014b. Wskazania dla dalszego monitoringu - zadanie zrealizowane w ramach jedenastego etapu pracy pt. „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza czwarta” Etap XI Zadanie 9. Wskazania dla dalszego monitoringu. Wynik 9B.
- De Barba, M., Waits, L.P., Garton, E.O., Genovesi, P., Randi, E., Mustoni, A., Groff, C. 2010. The power of genetic monitoring for studying demography, ecology and genetics of a reintroduced brown bear population. *Molecular Ecology* 19: 3938-3951.
- Efford, M. 2019. secr: Spatially explicit capture-recapture models. R package version 3.2.0, <URL:https://CRAN.R-project.org/package=secr>
- Fernández, N., Selva, N., Yuste, C., Okarma, H., Jakubiec, Z. 2012. Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation* 153: 134-142.
- Jakubiec, Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat [The brown bear *Ursus arctos* L. in the Polish part of the Carpathians]. *Studia Naturae* 47: 1-108.
- Jakubiec, Z. 2007. Wyniki monitoringu dla gatunku 1354 Niedźwiedź *Ursus arctos* (http://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/wyniki/2006-2008/dla_gat_zwierzat/Niedzwied-Ursus-arctos.pdf)
- Jakubiec, Z., Holly, W., Zięba, F. 2006. Przyczyny śmierci młodocianych i młodych niedźwiedzi *Ursus arctos* w polskiej części Karpat [Causes of juvenile and young bears *Ursus arctos* death in the Polish Carpathians]. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 167-178.
- Jakubiec, Z. 2010. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* (Linnaeus 1758). W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Kendall, K.C., Stetz, J.B., Roon, D.A., Waits, L.P., Boulanger, J.B., Paetkau, D. 2008. Grizzly bear density in Glacier National Park, Montana. *Journal of Wildlife Management* 72: 1693-1705.
- Kindberg, J., Ericsson, G., Swenson, J. E. 2009. Monitoring rare or elusive large mammals using effort-corrected voluntary observers. *Biological Conservation* 142: 159-165.
- Kondracki, J. 2011. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A., Kvam, T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores - a worldwide review of relevant experience. NINA Oppdragsmelding 549: 1-38.
- Linnell J., V. Salvatori & L. Boitani (2008). Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2), 1-85.
- Murphy, M.A., Waits, L.P., Kendall K.C. 2003. The influence of diet on faecal DNA amplification and sex identification in brown bears (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 12: 2261-2265.
- Murphy, M.A., Kendall, K.C., Robinson, A., Waits L.P. 2007. The impact of time and field conditions on brown bear (*Ursus arctos*) faecal DNA amplification. *Conservation Genetics* 8: 1219-1224.
- Pennell, M.W., Stansbury, C.R., Waits, L.P., Miller, C.R. 2012. Capwire: a R package for estimating population census size from non-invasive genetic sampling. *Molecular Ecology Resources* 13 (1): 154-157.
- Selva, N., Zwijacz-Kozica, T., Sergiel, M., Olszańska, A., Zięba, F. 2011. Plan ochrony niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Polsce. SGGW, Warszawa: 1-95.
- Skrbinšek, T., Jelenčič, M., Waits, L., Kos, I. and Trontelj, P. 2010. Highly efficient multiplex PCR of noninvasive DNA does not require pre-amplification. *Molecular Ecology Resources*, 10: 495-501. doi:10.1111/j.1755-0998.2009.02780.x

- Skrbinšek, T., Jelenčič, M., Waits, L., Kos, I., Jerina, K. and Trontelj, P. 2012. Monitoring the effective population size of a brown bear (*Ursus arctos*) population using new single-sample approaches. *Molecular Ecology* 21: 862–875. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05423.x.
- Solberg, K. H., Bellemain, E., Drageset, O., Taberlet, P., Swenson, J. E. 2006. An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological conservation* 128: 158-168. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.025.
- Urbański, J. 2011. GIS w badaniach przyrodniczych. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Zedrosser, A. and Swenson, J.E. 2005. Do brown bear litter sizes reported by the public reflect litter sizes obtained by scientific methods? *Wildlife Society Bulletin* 33: 1352–1356. doi:10.2193/0091-7648(2005)33[1352:DBBLSR]2.0.CO;2.
- Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Radeloff, V.C., Kuemmerle, T., Sergiel, A., Zwijacz-Kozica, T., Zięba, F., Śmietana, W., Selva, N. 2016. Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians. *Landscape Ecology* 31: 1863-1882.

6. Spis tabel

Tabela 1. Stanowiska badawcze obejmujące obszary Natura 2000 wyznaczone dla badania w roku 2014.....	2
Tabela 2. Wskaźniki stanu populacji	6
Tabela 3. Waloryzacja wskaźników stanu populacji (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły)	6
Tabela 4. Schemat oceny parametru „populacja” (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły).....	8
Tabela 5. Wskaźniki stanu siedliska	9
Tabela 6. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły) na podstawie Fernández i in. 2012 dla wskaźników (1.1), (1.2), (2.1) i Selva i in. 2011 dla wskaźnika (2.2)	10
Tabela 7. Schemat oceny parametru „siedlisko” (FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły).....	11
Tabela 8. Schemat oceny perspektyw dla parametrów stanu ochrony (wg Reporting under Article 17 of the habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013–2018, final version May 2017)	12

7. Spis rycin

Ryc. 1. Obserwacje niedźwiedzi brunatnych w polskich Karpatach w latach 2009-2011 na tle granic nadleśnictw i parków narodowych (Selva i in. 2011).	1
Ryc. 2. Wyniki badań Fernández i in. (2012) w siatce kwadratów 5×5 km. Kolorem czerwonym oznaczono pola siatki z potwierdzoną w latach 1985-2005 obecnością samic z młodymi (130 pól siatki), kolorem niebieskim oznaczono pola siatki z potwierdzoną obecnością osobników niedźwiedzi (216 pól siatki). Pola czerwone (reprodukcja) nakładają się z polami w kolorze niebieskim (obecność).....	5
Ryc. 3. Obszar, dla którego gromadzone są dane do określenia wskaźników stanu populacji i stanu siedliska, obejmujący 46 nadleśnictw: Andrychów, Baligród, Bielsko, Bircza, Brzesko, Brzozów, Chrzanów, Cisna, Dąbrowa Tarnowska, Dębica, Dukla, Dynów, Głogów Małopolski, Gorlice, Gromnik, Jeleśnia, Kańczuga, Katowice, Kobiór, Kołaczyce, Komańcza, Krasieczyn, Krościenko, Krzeszowice, Lesko, Limanowa, Lutowiska, Łosie, Miechów, Myślenice, Nawojowa, Niepołomice, Nowy Targ, Pińczów, Piwniczna, Rymanów, Stary Sącz, Strzyżów, Stuposiany, Sucha, Tuszyna, Ujsoły, Ustroń, Ustrzyki Dolne, Węgierska Górka, Wiśła oraz parki narodowe: Ojcowski PN, Babiogórski PN, Tatrzański PN, Gorczański PN, Pieniński PN, Magurski PN, Bieszczadzki PN.	9