

WŁODZIMIERZ JEZERSKI

Możliwości życiowe niektórych gatunków zwierząt łownych

The perspectives of some game animals populations

ABSTRACT

Jezerski W. 2007. Możliwości życiowe niektórych gatunków zwierząt łownych. Sylwan 5: 3-16.

Due to the fact that game animals in Poland over the last hundred years or so have been subject to statistical registration of their abundance and exploitation level, the history of animal species threatened by extinction, i.e. hare, partridge, capercaillie and black grouse and red deer, roe deer, wild boar, fox and beaver in the peak of their population success has been described. Attempt was made to establish the cause of the permanent negative or positive abundance dynamics for these species throughout the country. In addition, a forecast for the future development of these species was formulated.

KEY WORDS

appearance and disappearance of populations, hare, partridge, capercaillie, black grouse, red deer, roe deer, wild boar, fox, beaver

ADDRESSES

Włodzimierz Jezerski – Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska; Uniwersytet Warmińsko-Mazurski; Plac Łódzki 3; 10-727 Olsztyn

Wstęp

Liczba gatunków wszystkich organizmów żywych nie jest dokładnie znana. Szacuje się jednak, że na kuli ziemskiej żyje ich od około 2,10 mln do 2,75 mln, w tym 1,70-2,30 mln gatunków zwierzęcych i 0,40-0,45 mln wszystkich innych gatunków żywych od *Prokaryota* poczynając i na roślinach naczyniowych kończąc [Andrzejewski, Weigle 2003]. Z tego zasobu różnorodności biologicznej świata wymiera w każdym roku około 1000 gatunków i tempo tego procesu ulega stale wyraźnemu przyspieszeniu [May 1999; Bourdial 2003]. Ten proces wymierania gatunków szczególnie ostro zarysowuje się w odniesieniu do kręgowców, podtypu stosunkowo dobrze rozpoznanego i opisanego. W zależności od gromady udział gatunków ginących waha się tu od 11% (ptaki) do 34% (ryby) [Bourdial 2003].

W opozycji do tej generalnej tendencji można jednak pokazać pewne gatunki kręgowców, które znajdują się w fazie sukcesu populacyjnego, czasem w skali regionalnej wręcz niezwykle dużego. Powstaje zatem pytanie czy można wskazać na podstawowe przyczyny tych dwóch przeciwstawnych procesów.

Wydaje się być uzasadnione rozważenie tej problematyki na przykładzie niektórych zwierząt łownych. Zwierzęta łowne w ostatnim stuleciu podlegają coraz dokładniejszej statystycznej rejestracji w zakresie ich liczebności i wielkości pozyskania. Ta sytuacja pozwala prześledzić na przestrzeni wielu lat zmiany ilościowe niektórych gatunków zwierzyzny, a także, przez próbę wskazania związków przyczynowych tych zmian, sformułować hipotezy dotyczące dalszych losów tych gatunków.

Spośród 59 gatunków zwierząt, które rozporządzeniem ministra Rolnictwa i Reform Rolnych z dnia 14.05.1947 r. zaliczone zostały do spisu zwierząt łownych, w roku 2003 pozostały w tym spisie jedynie 23 gatunki (tu może warto dodać, iż rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej z dnia 3.12.1927 r. zaliczało do zwierząt łownych aż 124 gatunki ssaków i ptaków). W ciągu ostatniego półwiecza 36 gatunków zwierzyny skreślono z tego wykazu i przeniesiono do spisu zwierząt chronionych z uwagi na stały spadek ich liczebności, który zresztą w pewnych przypadkach zakończył się zniknięciem gatunku z ziem Polski (np. drop i strepet). Ponieważ 5 nowych gatunków zostało dopisanych do omawianego spisu, obecnie lista obejmuje 28 gatunków [Andrzejewski, Pielowski 2003].

Celem niniejszego opracowania jest próba przedstawienia zmian liczebności w skali całej Polski czterech gatunków zwierzyny o wieloletniej tendencji recesywnej: zająca szaraka – *Lepus capensis* (Linnaeus 1758), kuropatwy – *Perdix perdix* (Linnaeus 1758), głuszca – *Tetrao urogallus* (Linnaeus 1758) i cietrzewia – *Lyrurus tetrix* (Linnaeus 1758) i pięciu przeżywających okres sukcesu populacyjnego: jelenia szlachetnego – *Cervus elaphus* (Linnaeus 1758), sarny – *Capreolus capreolus* (Linnaeus 1758), dzika – *Sus scrofa* (Linnaeus 1758), lisa – *Vulpes vulpes* (Linnaeus 1758) i bobra europejskiego – *Castor fiber* (Linnaeus 1758) oraz wskazanie na główne przyczyny tego stanu rzeczy, a także postawienie hipotez dotyczących dalszych losów tych gatunków.

Gatunki recesywne w środowisku agrocenoz

Dwa podstawowe gatunki zwierząt łownych występujące w środowisku agrocenoz – zając i kuropatwa – znajdują się w ostrej fazie spadku liczebności (tab. 1). O ile w latach pięćdziesiątych, sześćdziesiątych i do początku lat siedemdziesiątych liczebność tych gatunków (oceniana wielkością pozyskania: odstrzału i odłowu) utrzymywała się na względnie stałym poziomie, pozwalającym na pozyskanie od 500 do 700 tys. sztuk w przypadku zająca (choć zdarzały się spadki poniżej 300 tys. – w latach 1958 i 1970 [Pielowski, Pinkowski 1995] oraz wzrosty powyżej 900 tys. – rok 1969 [Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1971] i podobnie pomiędzy 400 a 700 tys. sztuk w przypadku kuropatwy (tu także zdarzały się spadki poniżej 200 tys. w latach 1962, 1963, 1964 i 1970 [Statystyka Leśnictwa 1966; Leśnictwo 1975]), a także wzrosty powyżej 900 tys. – rok 1969, czy nawet 1 mln – rok 1973 [Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1971; Leśnictwo 1975], to druga połowa lat siedemdziesiątych rozpoczyna proces stałego spadku liczbowego tych gatunków. I jeżeli nawet przyjąć, że obraz ostatnich lat XX wieku i pierwszych XXI wynika po części z tego, że wobec katastrofального spadku liczebności część gospodarzy łowisk wstrzymuje pozyskanie tej zwierzyny, zwłaszcza kuropatwy, to i tak spadek wielkości pozyskania w 2003 r. w porównaniu z rokiem 1969 do poziomu 7% w przypadku zająca i 2% w przypadku kuropatwy jest wężej niż dzwonkiem alarmowym.

Tabela 1.

Pozyskanie (odstrzał i odłów) zająca i kuropatwy w tysiącach sztuk
Harvesting (culling and trapping) of hare and partridge (thousands of specimens)

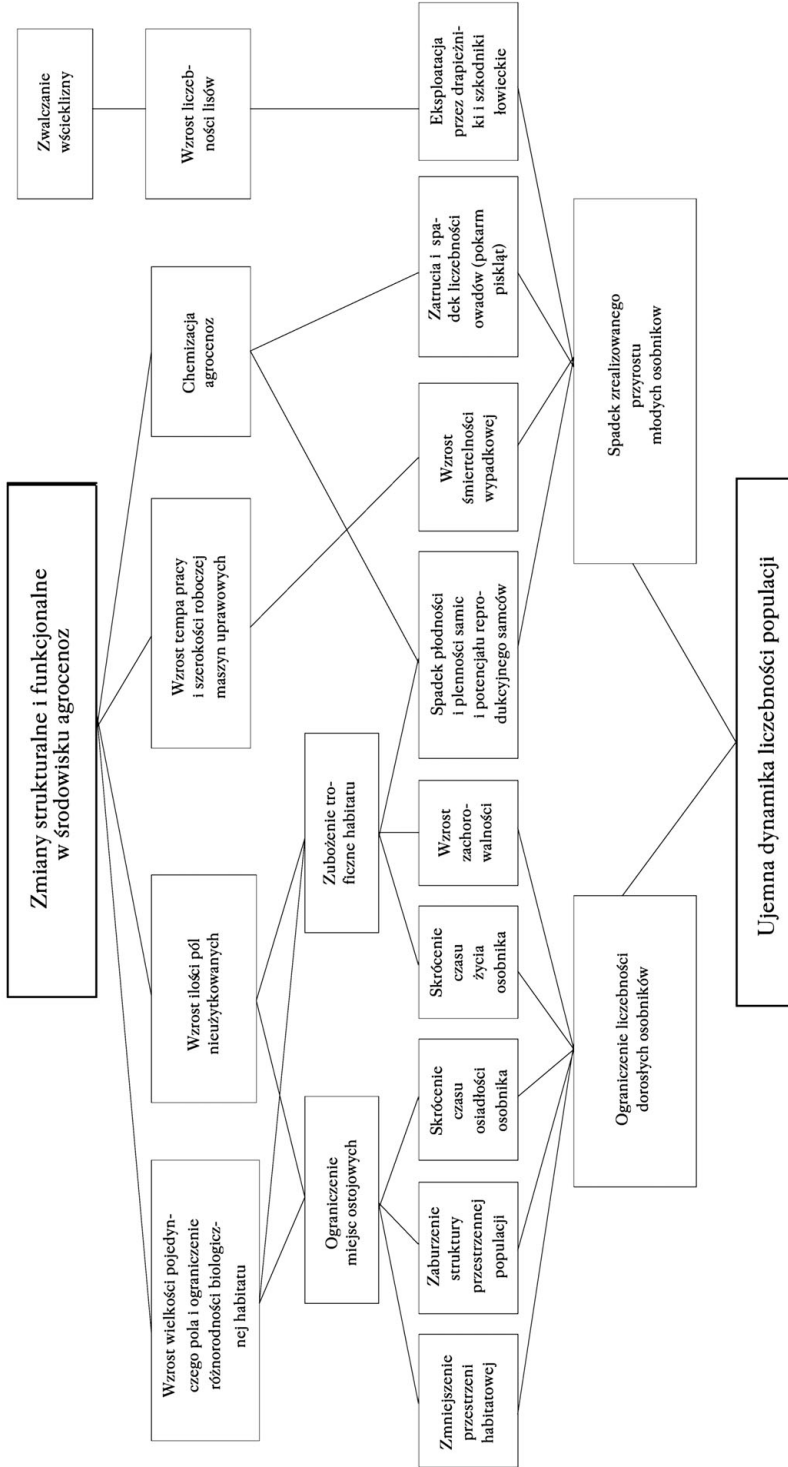
Gatunek	Lata				
	1965	1975	1985	1995	2003
Zając	742	808	334	213	70
Kuropatwa	446	662	113	187	24

Źródło: Statystyka Leśnictwa 1966, Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1971, Leśnictwo 2003
Source: Forestry Statistics 1966; Statistical Yearbook – Forestry 1971; Forestry 2003

Stosunkowo duże w uprzednich latach zainteresowanie badawcze tymi dwoma gatunkami, a zwłaszcza zającem i w ich wyniku zebranie znacznego zasobu informacji, umożliwiają sformułowanie poglądu na przyczyny tak silnego spadku liczebności populacji tych zwierząt. Sporządzone przez Andrzejewskiego i Jezierskiego [1966] i przez Pielowskiego [1979] dla zająca i przez Olech [1971, 1990] dla kuropatwy bilanse populacji są liczbowo dokładnie takie same. W obu przypadkach stan reprodukcyjny populacji tworzy średnio 20% urodzonych, włączając w to również i te osobniki, które mimo osiągnięcia dojrzałości płciowej, z różnych powodów nie biorą w konkretnym roku rzeczywistego udziału w reprodukcji. Średnio około 15% urodzonych ginie po osiągnięciu dojrzałości somatycznej w wyniku eksploatacji populacji przez myśliwych (odstrzał i odłów). Natomiast aż 65% urodzonych ginie na różnych etapach swego życia w wyniku działania różnych elementów struktury i funkcji środowiska, w którym żyją. Do tego dochodzi pewna „ciemna liczba” zmniejszenia potencjalnych możliwości rozrodu (np. absorpcja płodów u zająca, zniszczenie zniesionych jaj u kuropatw itp.) w wyniku działania tychże czynników środowiska. Reasumując można zatem powiedzieć, że za obecny spadkowy trend w dynamice liczebności populacji omawianych dwóch gatunków odpowiada współczesna sytuacja w zakresie struktury i funkcji agrocenoz, a stan wiedzy w tym przedmiocie pozwala wskazać główne czynniki wywołujące tak wysoką śmiertelność nie związaną z eksploatacją łowiecką (ryc. 1).

Przedstawiony diagram nie wymaga szerszego omówienia. Może jednak na jego tle warto przypomnieć, że zarówno zając [Jezierski 2001] jak i kuropatwa [Olech 1971] są gatunkami zasiedlającymi prawie wyłącznie partie przybrzeżne pól (ekotony). Zatem powiększanie wielkości pól – dzisiaj w gospodarce wielkołanowej do 200 i więcej ha [Jezierski w druku] – i związana z tym likwidacja większości miedz, dróg śródpolnych z ich trawiasto-krzaczastymi pobocznymi, terenów refugialnych itp., a więc wszelkiego rodzaju stref ekotonowych, zuboża możliwości żerowe tych gatunków [Jezierski 2004; Reichholf 1999], lecz także fizycznie ogranicza przestrzeń środowiska możliwą do wykorzystania przez te zwierzęta. Ta sytuacja, a także narastający obszar nieużytków – aktualnie około 11% powierzchni agrocenoz [Chmielewski, Węgorzek 2003] – w zasadzie omijanych zarówno przez zająca jak i kuropatwę oraz coraz większa śmiertelność występująca w populacjach tych gatunków w wyniku wzrostu tempa przemieszczania się i szerokości roboczej maszyn rolniczych, powoduje coraz silniejszy trend spadkowy liczebności tych zwierząt. W przypadku kuropatwy nakłada się na to jeszcze duża śmiertelność piskląt w wyniku szerokiego stosowania insektycydów powodującego ograniczenie liczebności owadów, koniecznego pokarmu piskląt w pierwszych tygodniach ich życia [Reichholf 1999].

W związku z opisaną sytuacją warto zwrócić uwagę na jeszcze jedną sprawę. Znaczna liczba badaczy przy współpracy szerokich kręgów praktyki łowieckiej podejmowała szereg programów badawczych zmierzających do opracowania metod działających na poziomie populacyjnym i zmierzających do sterowania dynamiką liczebności populacji tych gatunków [Andrzejewski, Pielowski 1957; Andrzejewski, Jezierski 1967; Olech 1971; Pielowski 1979; Jezierski 1988]. Niestety wszelkie podejmowane tu wysiłki zawiodły [Jezierski 1968, 2004; Matuszewski 1980; Olech 1990; Pielowski 1995], a końcowy efekt przedstawiono w tabeli 1. Tak więc, trzeba wyraźnie powiedzieć, że żadne działania podejmowane na poziomie czynników wewnątrzpopulacyjnych bez zasadniczej zmiany opisanej sytuacji środowiskowej nie odniosą zamierzonych skutków. Pozwala to także prognozować, że jeżeli nie nastąpią wyraźne zmiany opisanej, aktualnej sytuacji środowiskowej zająca i kuropatwy, w ciągu najbliższych 30 lat znikną one z terenu Polski.



Ryc. 1.

Przyczyny ujemnej dynamiki liczebności zajęcy i kuropatw
 The cause for the negative population abundance dynamics for hare and partridge

Gatunki ekspansywne i recesywne w środowisku leśnym

Zupełnie odmienna jest sytuacja podstawowych gatunków zwierzyny występującej w środowisku leśnym – jelenia, sarny i dzika – które w ostatnim 50-leciu przeżywają sukces populacyjny (tab. 2). Analiza matematyczna pozwala stwierdzić, że wzrost liczebności tych trzech gatunków na terenie Polski ma wyraźny charakter wykładniczy, o coraz szybszym tempie w miarę przyrostu wartości na osi x (upływ czasu od momentu wyjściowego liczony w latach). Pozwala to przypuszczać, że dynamika liczebności tych trzech gatunków jest sterowana przede wszystkim przez czynniki wewnątrzpopulacyjne przy stosunkowo małym udziale czynników środowiskowych (z wyjątkiem istotnych zmian troficznych w poszczególnych latach), które w Polsce tworzą mało zmienny i w podstawowym wymiarze korzystny habitat dla tych zwierząt.

O tym, że warunki fitocenotyczne środowiska leśnego cechują się na przestrzeni bardzo długiego czasu wysokim poziomem stabilności, można się przekonać porównując dla lat 1945 i 2002 dane dotyczące struktury wiekowej (tab. 3) i gatunkowej (tab. 4) drzewostanów, a więc podstawowych elementów określających strukturę środowiska leśnego i warunkujących jego

Tabela 2.

Liczebność jelenia, sarny i dzika w tysiącach sztuk
Abundance of red deer, roe deer and wild boar (thousands of specimens)

Gatunek	Lata					
	1948	1965	1975	1985	1995	2003
Jeleń	23	39	44	74	100	130
Sarna	68	195	300	480	515	653
Dzik	37	19	50	57	81	163

Źródło: Mniszek-Tchórznicki 1950; Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1968; Leśnictwo 1994, 2003
Source: Mniszek-Tchórznicki 1950; Statistical Yearbook – Forestry 1968; Forestry 1994, 2003

Tabela 3.

Struktura wiekowa drzewostanów w [%]
Stand age structure in [%]

Rok	Powierzchnia lasów		Wiek w latach					przeszłoroczne i płazowiny
	[tys. ha]	[%]	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	
1945	6,470	100,0	23,2	22,8	18,5	13,1	14,3	8,1
2002	8,918	137,8	17,2	24,6	21,8	17,6	17,0	1,8

Źródło: Leśnictwo 2003
Source: Forestry 2003

Tabela 4.

Struktura gatunkowa drzewostanów w [%]
Stand species structure in [%]

Rok	Iglaste				Liściaste						
	ogółem	sosna i modrzew	świerk	jodła i jedlina	ogółem	dąb, wiąz, jesion, klon i jawor	buk	grab	brzoza i robinia	olcha	osika, lipa, topola i wierzba
1945	87,0	75,5	8,8	2,7	13,0	4,1	3,3	0,3	2,2	2,8	0,3
2002	77,3	69,0	5,8	2,5	22,7	6,2	4,2	0,4	6,0	5,3	0,6

Źródło: Leśnictwo 2003
Source: Forestry 2003

funkcję. W przedstawionym materiale jedyne znaczące zmiany na przestrzeni tych pięćdziesięciu kilku lat to prawie całkowity zanik w strukturze wiekowej drzewostanów udziału płazowin i drzewostanów przeszłorębnych, co dla omawianych gatunków nie ma żadnego znaczenia i wzrost o 10% udziału gatunków liściastych w strukturze gatunkowej drzewostanów, co dla jeleńniowatych jest zjawiskiem korzystnym. Warto tu także przypomnieć, że ten stan dużej stabilności struktury i funkcji fitocenozy środowiska leśnego ma o wiele dłuższy niż tu przedstawiony horyzont czasowy, ukształtował się on bowiem około połowy XIX wieku w wyniku wprowadzonej na przełomie XVIII i XIX wieku w gospodarce leśnej zasady najwyższej renty leśnej [Mała Encyklopedia Leśnictwa 1980]. Tę korzystną dla dużych ssaków roślinożernych sytuację w zakresie stosunków fitocenotycznych spotęgował dodatkowo prawie całkowity zanik eksploatacji ich populacji przez duże drapieżniki, wobec silnego ograniczenia liczebności i tylko punktowego rozmieszczenia przestrzennego populacji niedźwiedzia, wilka i rysia. W tym zakresie jedynie lis może zacząć odgrywać pewną rolę w regulacji liczebności sarny w związku z silnym wzrostem jego liczebności w ostatnich dziesięciu latach.

Można zatem przewidywać, że opisany trend wzrostowy, włącznie z sarną, będzie się nadal utrzymywał. Porównanie wyników badań Jezierskiego [1977] zrealizowanych w nieeksploatowanej łowiecko populacji dzika i Fruzińskiego i Kóniga [1999] zrealizowanych w populacji standardowo eksploatowanej, wskazują wyraźnie, że obecne nasilenie eksploatacji łowieckiej jest kompensowane przez naturalne procesy śmiertelności, na co zresztą wskazują także badania Walkowej [1970] na eksperymentalnych populacjach białych myszy. Jeżeli zatem obecne standardy eksploatacji nie ulegną zmianie, procesy regulacyjne omawianych trzech gatunków będą wynikały przede wszystkim z układu czynników wewnątrzpopulacyjnych i one zadecydują o tym jaki będzie próg gęstości, a więc i liczebności tych gatunków.

Nie wszystkie jednak gatunki zwierzyny, występujące w środowisku leśnym przeżywają okres sukcesu populacyjnego. Dwa z nich, parę lat temu przeniesione do spisu zwierząt chronionych – głuszc i cietrzew – znalazły się w sytuacji tak silnego regresu liczebności (tab. 5), że prawdopodobnie w stosunkowo krótkim czasie podzielą los dropia.

W przypadku głuszca, którego związki z raz obraną ostoją są niezwykle silne [Meisner 1971; Matuszewski, Morow 1994], głównym czynnikiem spadku liczebności jest zanikanie drzewostanów przeszłorębnych i płazowin (tab. 3), zręby całkowite w starodrzewiach ostojowych głuszca i zanikanie terenów podmokłych w wyniku melioracji (tab. 6) przeprowadzonych w ostatnich czterdziestu latach na około jednej trzeciej gruntów leśnych (tylko w latach 1970-1980, które zapoczątkowały regres gatunku, zmeliorowano ponad 1,5 mln ha lasów). Istotne znaczenie ma tutaj także prawie całkowita likwidacja drzew przestojowych, których liczba w ostatnich pięćdziesięciu latach zmniejszyła się o ponad 90% [Leśnictwo 2003]. Wymienione elementy struktury lasu stanowiły główne cechy składowe habitatu głuszca i ich zanik zdekomponował konieczne do życia tego gatunku czynniki środowiskowe, ograniczając możliwości jego

Tabela 5.

Liczebność głuszca i cietrzewia w sztukach
Abundance of capercaillie and black grouse (specimens)

Gatunek	Lata				
	1948	1975	1985	1994	2003
Głuszc	1200	1280	500	450	625
Cietrzew	5500	37 000	10 000	3000	2550

Źródło: Mniszek-Tchórzniczki 1950; Leśnictwo 1994, 2003
Source: Mniszek-Tchórzniczki 1950; Forestry 1994, 2003

występowania [Keller 2001]. Na tę sytuację nałożyło się pojawienie się jenota i norki amerykańskiej w ostojach głuszca, a ostatnio także wzrost liczebności lisa – gatunków wpływających na liczebność głuszca przede wszystkim przez niszczenie gniazd (wyjadanie jaj), a także polujących na pisklęta w okresie ich nietotności [Dudziński 1988; Matuszewski, Morow 1994].

Analogiczna jest sytuacja cietrzewia, którego bardzo ostrą tendencją spadkową zapoczątkował przełom lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych ubiegłego wieku, w wyniku ograniczenia powierzchni łąk śródleśnych (tab. 6), opisanych już melioracji znacznej części lasów oraz zmniejszenia powierzchni jednostkowej zrębów całkowitych. Wspomniany uprzednio nacisk drapieżników w odniesieniu do populacji cietrzewia jest jeszcze bardziej dotkliwy niż w przypadku głuszca [Keller 2001].

Ta sytuacja środowiskowa głuszca i cietrzewia jest już w zasadzie nieodwracalna. Jeżeli zatem dotychczasowe tempo spadku liczebności tych dwóch gatunków nie ulegnie zmianie (może jedynie ulec przyspieszeniu), to za 15-20 lat ptaków tych już nie będzie na ziemiach Polski.

Gatunki silnej ekspansji

Na tle opisanych tutaj gatunków może warto pokazać dwa, które znajdują się w fazie zaskakująco wielkiego sukcesu populacyjnego, zainicjowanego wąsko sprecyzowanym, celowym działaniem człowieka.

Jednym z nich jest lis, gatunek eurytopowy, o niezwykle szerokim spektrum środowiskowym, obejmującym tereny od środkowych partii dużych kompleksów leśnych począwszy, na terenach zurbanizowanych skończywszy [Goszczyński 1995]. Tu może warto dodać, że podjęte przez człowieka działanie w stosunku do tego gatunku wcale nie miało na celu sterowanie jego liczebnością.

Drugim ze wspomnianych gatunków jest bóbr, gatunek z kolei stenotopowy o bardzo wąskim spektrum środowiskowym, ograniczonym w zasadzie wyłącznie do ekotonu ekosystemów lądowych (o charakterze zaroślowo-drzewiastym) i wodnych [Dzięciołowski 1996].

Niezwykle szybki przyrost liczebności lisów w Polsce (tab. 7) zapoczątkowany w drugiej połowie lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku, został wywołany zmianą jednego tylko czynnika środowiskowego, który, sadząc po efektach jego zmiany, musiał mieć podstawowe znacze-

Tabela 6.

Łąki i pastwiska oraz melioracje w [tys. ha]
Meadows, pastures and land reclamation (thousands of ha)

Melioracje lata		Łąki i pastwiska rok	
1960-2002	1970-1980	1960	2002
3005,2	1540,0	124,7	92,8

Źródło: Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1968; Leśnictwo 2003
Source: Statistical Yearbook – Forestry 1968; Forestry 2003

Tabela 7.

Liczebność lisa w tysiącach sztuk
Abundance of fox (thousands of specimens)

			Lata			
1948	1974	1985	1990	1995	2000	2003
37	51	50	56	67	145	185

Źródło: Mniszek-Tchórznicki 1950; Leśnictwo 1975, 1994, 2003
Source: Mniszek-Tchórznicki 1950, Forestry 1975, 1994, 2003

nie w regulacji liczebności populacji, jednakże tylko wtedy, gdy jej liczebność wzrastała powyżej określonego progu. Zmiana tego czynnika, którym były epizootcje wścieklizny, nastąpiła po 1994 roku, kiedy w wyniku dyrektywy Światowej Organizacji Zdrowia uchwalonej w ramach dbałości o zdrowie człowieka, rozpoczęto między innymi coroczną, powszechną akcję wykładania w habitatach lisa doustnej szczepionki przeciw wścieklicznie, w specjalnie spreparowanych, atrakcyjnych dla tego zwierzęcia, kęsach karmy. W wyniku tej akcji wiosenna liczebność populacji lisów, która w latach 1945-1994 wahała się w granicach od 40 do 60 tys. osobników (w zależności od liczebności drobnych gryzoni – podstawowego żeru lisa – i intensywności eksploatacji łowieckiej), zaczęła szybko przyrastać osiągając w roku 2003 poziom ponad 180 tys. zwierząt.

Na tle tego wyniku powstaje pytanie, dlaczego wyłączenie działania na populację jednego tylko czynnika środowiskowego – epizootcji wścieklizny – spowodowało tak silną dodatnią dynamikę jej liczebności. Wydaje się, że przyczyna tego procesu wynika z dużej zdolności optymalizowania funkcji wewnątrzpopulacyjnych w bardzo zróżnicowanych warunkach środowiskowych, o czym wspomniano już poprzednio. Zdolności te pozwalają lisowi z jednej strony dobrze znosić bardzo znaczne nawet zmiany zachodzące w jego habitacie (np. w agrocenozach), a z drugiej obejmować swym habitatem tereny, które, choć mało dla lisa korzystne, wykazują znaczny poziom stabilności (np. parki i lasy miejskie, pobraża miast i wsi itp.). Umożliwia to lisom dosyć swobodne kształtowanie przestrzeni ich habitatów celem realizacji istotnych funkcji populacyjnych. Wykorzystywanie tak szerokiego spektrum wariantów środowiskowych wyklucza oczywiście wysoki poziom adaptacji do konkretnego typu warunków środowiskowych [Pianka 1981], ale umożliwia zastosowanie strategii wykorzystywania kilku, a czasem nawet kilkunastu nisz siedliskowych o bardzo zróżnicowanych zarówno strukturze, jak i funkcjach. Taka sytuacja umniejsza regulacyjne działanie czynników wewnątrzpopulacyjnych (ich dominacyjne działanie jest z reguły związane z ustabilizowanymi funkcjami środowiska o względnie stałej strukturze) i uzależnia regulację od wzajemnych, zmiennych zależności czynników wewnątrzpopulacyjnych i środowiskowych, bardzo często z przewagą tych ostatnich.

W omawianym przypadku populacji lisa rolę ogranicznika ich liczebności do połowy lat dziewięćdziesiątych spełniał czynnik środowiskowy, ale działający w warunkach zależnych od zagęszczenia – wzmagający śmiertelność naturalną wtedy, gdy gęstość populacji przekraczała określony próg wielkości. Zwiększone na skutek tego kontakty międzyosobnicze zarówno bezpośrednie jak i pośrednie, przez środowisko, umożliwiały rozprzestrzenianie się epizootcji wścieklizny i skutkowały wysoką śmiertelnością osobników. Proces ten trwał dopóty, dopóki śmiertelność nie zmniejszyła gęstości populacji na tyle, iż spadek kontaktów osobniczych poniżej pewnego progu nie wygasił epizootcji. Zastosowanie szczepionki przeciw wścieklicznie lisów zniosło działający do tej pory hamulec wzrostu liczebności gatunku powyżej pewnego progu – w Polsce sytuował się on na poziomie około 60 tys. osobników – a strategia wykorzystywania różnych środowisk pozwoliła na szybki przyrost liczebności tych zwierząt. To pozwala także przypuszczać, że opisana tendencja wzrostowa utrzyma się nadal i zważywszy na bardzo szerokie spektrum habitatowe tego gatunku, może osiągnąć niezwykle wysoki poziom, chyba że nasili się któryś z dotychczasowych czynników śmiertelności (np. presja myśliwych) lub pojawi się jakiś nowy czynnik (np. konkurencja z jenotem), który ten wzrost zahamuje.

Sukces populacyjny bobra (tab. 8), którego dynamika liczebności w okresie po II wojnie światowej kształtuje się zgodnie z rozkładem wykładniczym, a w ostatnich trzydziestu latach, jak na to zwrócił uwagę Dzięciołowski [1996] ma charakter irupcyjny, jest w tym przypadku efektem celowej działalności człowieka, skierowanej na stymulowanie tej liczebności. W wyniku pod-

Tabela 8.

Liczebność bobra w sztukach
Abundance of beaver (specimens)

Lata										
1948	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2002
40	220	450	540	900	1500	3200	5000	12.700	24.500	37 100

Źródło: Mniszek-Tchórznicki 1950; Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1971; Leśnictwo 1975, 1994, 2003

Source: Mniszek-Tchórznicki 1950, Statistical Yearbook – Forestry 1971; Forestry 1975, 1994, 2003

pisanego w 1976 r. porozumienia pomiędzy Zakładem Doświadczalnym PAN w Popielnie i Zarządem Głównym PZŁ, a przede wszystkim w wyniku metod odłowu, transportu, wyboru habitatów i introdukcji w nowe tereny opracowanych na rzetelnych naukowych podstawach, przez nieżyjącego już niestety prof. Wergiliusza Żurowskiego, [Żurowski 1979], rozpoczęto zasiedlenie bobrami coraz liczniejszych terenów w Polsce. W tej akcji, obejmującej lata 1974-1996, wprowadzono prawie 600 osobników [Dzięciołowski 1996]. Jej skuteczność okazała się ogromna. O ile w latach 1945-1975 przyrost liczebności bobrów był powolny (z około 40 do około 900 osobników), ograniczał się wyłącznie do terenów północno-wschodniej Polski i pochodził z migracji: częściowo z polskiej populacji, która przetrwała na rzece Pasłęce [Mniszek-Tchórznicki 1950], a częściowo z populacji niemieńskiej, z terenów Litwy [Dzięciołowski 1996], o tyle w wyniku introdukcji występuje już na terenie całej Polski (choć w licznych terenach jeszcze wyspowo), a nawet przeszedł do naszych południowych i zachodnich sąsiadów, a jego liczebność w kraju osiągnęła obecnie pułap około 40 tys. osobników.

Powolny przyrost liczebności bobrów w latach 1945-1975 wynikał zarówno z tego, że liczebność wyjściowa tego gatunku była niezwykle mała, jak i z tego, że jego występowanie ograniczało się wyłącznie do rzek północno-wschodniego zlewiska Bałtyku, a późniejsza imigracja do rzek dorzecza Niemna. To powodowało, że przy śmiertelności naturalnej wahającej się w granicach 22-45% [Dzięciołowski 1996] przyrost liczebności był wolny, a do tego ówczesne rozmieszczenie gatunku wykluczało w zasadzie migracje w kierunku południowym i zachodnim od miejsc bytowania. Wynikało to z tego, że migracja bobrów zawsze odbywa się wzdłuż brzegów cieków lub zbiorników wodnych, w tym przypadku nie mających kontaktu z wodami dorzeczy Wisły i Odry. Sytuację tę przełamała dopiero wspomniana poprzednio akcja introdukcji bobrów na ciek i zbiorniki wodne położone w różnych miejscach kraju, w tym przede wszystkim w dorzeczach wymienionych już rzek. Należy przy tym przypomnieć, że typowe dla bobra habitaty ekotonowe cechują się dosyć wysokim poziomem stabilności, wynikającym ze zoptymalizowanych stosunków wodnych, trwałego zespołu roślinności, niewielkich zmian przestrzennych i słabej ingerencji człowieka. Powoduje to, że mimo bardzo wąsko sprecyzowanych wymagań środowiskowych, bóbr w ekotonach tworzonych na styku ekosystemu wodnego i lądowego, w przeważających fragmentach o charakterze zaroślowo-drzewiastym, znajduje korzystne dla siebie warunki habitatowe, co zaowocowało znacznym przyrostem jego liczebności. Ponieważ tego typu terenów, niezajętych przez bobry, jest jeszcze w Polsce dużo, można spodziewać się dalszego wzrostu liczebności tego gatunku, chociaż pewno już nie tak dynamicznego jak ten z ubiegłego 25-lecia.

Podsumowanie

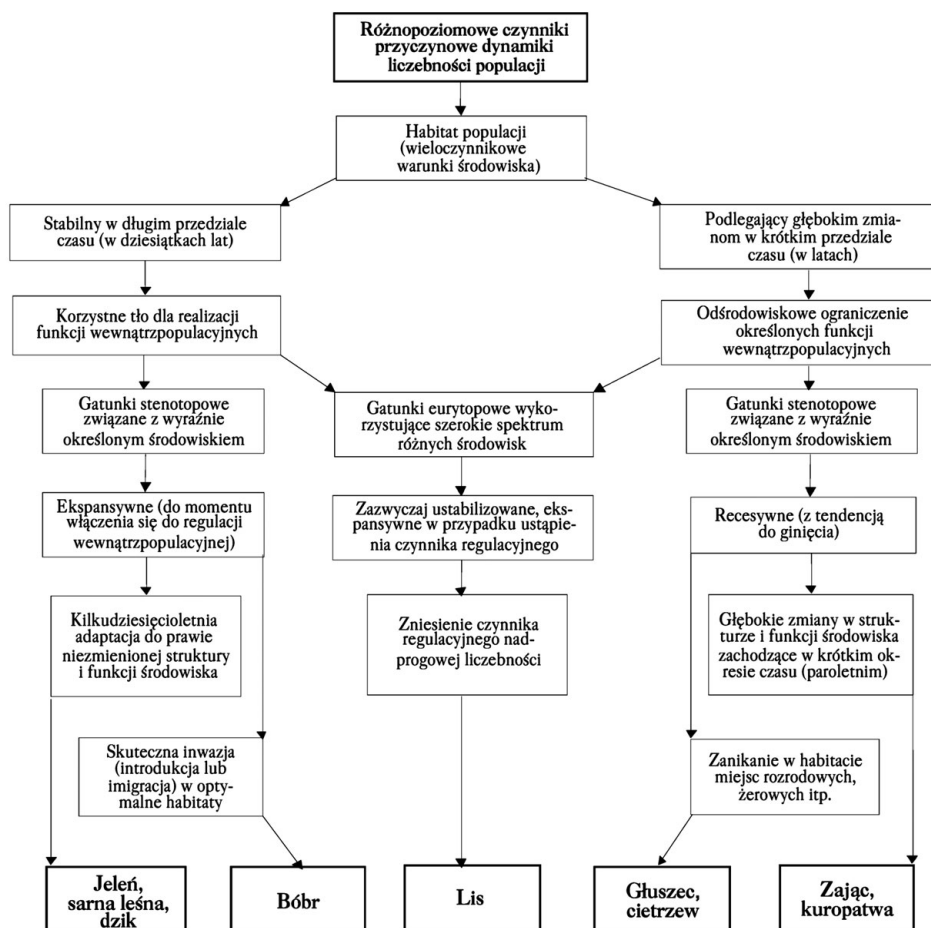
Omówione poprzednio przypadki, opisujące na przestrzeni kilkudziesięciu lat losy dziewięciu gatunków zwierząt, pozwalają sformułować uogólnioną tezę dotyczącą podstawowych przyczyn powodujących, że gatunek zwierzęcy, a ściślej mówiąc jego populacje występujące w określonej

przestrzeni geograficznej, wchodzi w fazę trwałego spadku liczebności prowadzącą do jego wyginięcia lub w fazę sukcesu populacyjnego (ryc. 2).

Opisany w poprzednich rozdziałach materiał pozwala wskazać na to, że przyczyny te wynikają z czynników działających na dwóch poziomach organizacji spektrum przyrodniczego świata – na poziomie ekosystemowo-krajobrazowym i na poziomie populacyjnym oraz, że efektywność procesów wpływających na zwierzęta, a zachodzących na tych dwóch poziomach, ma wyraźny charakter hierarchiczny.

Procesy zachodzące na poziomie ekosystemowo-krajobrazowym, określające jakość habitatu zwierząt mają niewątpliwie nadrzędne znaczenie względem procesów zachodzących na poziomie populacyjnym, przy czym jednak wzajemne relacje procesów zachodzących na omawianych dwóch poziomach są wyraźnie różne w przypadku gatunków ginących i gatunków o dodatniej dynamice liczebności.

Podstawowym czynnikiem w granicach, którego może być realizowana strategia życiowa gatunku zwierzęcego jest struktura i funkcje środowiska tworzącego habitat tego gatunku,



Ryc. 2.

Struktura hierarchiczna przyczyn dynamiki liczebności populacji
Hierarchical structure of causes for the population abundance dynamics

a ściślej mówiąc, parametry stabilności wymienionych charakterystyk środowiska. Im bardziej stabilne jest środowisko tworzące habitat gatunku, a okres stabilności dłuższy, liczony w dekadach lat, tym korzystniejsza jest sytuacja, w ramach której gatunek zwierzęcy może realizować różne strategie zmierzające do osiągnięcia sukcesu populacyjnego. Wynika to z tego, że następstwo coraz większej liczby kolejnych pokoleń pozwala gatunkowi wykorzystać mechanizmy adaptacyjne do coraz bardziej zoptymalizowanej współzależności z habitatem. Gatunek uzyskuje w ten sposób niezwykle pojemne tło do realizacji swych funkcji życiowych, a cały mechanizm regulacyjny zostaje przeniesiony na poziom populacyjny i jest wynikiem w zasadzie prawie wyłącznie stosunków wewnątrzpopulacyjnych. W ten sposób zespół czynników nadrzędnych, ekosystemowo-krajobrazowych, przestaje mieć charakter elementu regulacyjnego, a staje się jedynie tłem do regulacji wynikającej z czynników drugiego rzędu, czynników wewnątrzpopulacyjnych.

Taki model stosunków dotyczy szczególnie gatunków stenotopowych, żyjących w stabilnych środowiskach o wyraźnie sprecyzowanej strukturze i funkcji, zgodnej z adaptacją habitatową tych gatunków. Wysoki poziom adaptacji potrzeb gatunkowych do ustabilizowanego w bardzo długim dla gatunku przedziale czasowym (przykładowo: około 150 lat stabilności środowisk leśnych to dla jeleniowatych około 75 pokoleń, a dla dzika jeszcze więcej, bo część samic rodzi młode już wraz z ukończeniem pierwszego roku życia) pozwala maksymalnie wykorzystać potencjał życiowy populacji tych gatunków i realizować dodatnią dynamikę liczebności populacji do momentu, w którym stosunki wewnątrzpopulacyjne jej nie wyhamują. Analogiczna sytuacja wzrostu liczebności występuje w populacjach, które dokonały skutecznych inwazji w środowiska o korzystnych dla nich cechach habitatowych, a z których, z różnych powodów, kiedyś zniknęły lub do tej pory w nich nie występowały. Inwazje te są z reguły wynikiem zamierzonych (np. bóbr), a czasem niezamierzonych (np. piżmak, norka amerykańska) introdukcji lub przełamania przez gatunek barier środowiskowych, które do tej pory hamowały zajmowanie nowych obszarów geograficznych (np. łos, jenot). Ten rodzaj sukcesu populacyjnego opisano poprzednio na przykładzie bobra.

Diametralnie odmienna jest sytuacja gatunków stenotopowych, które w pewnym momencie zostają poddane działaniu szybko zmieniających się czynników strukturalnych i funkcjonalnych środowiska koniecznych do prawidłowego funkcjonowania populacji. Szybkie, bo wyrażone w latach, zmiany czynników środowiskowych, podstawowych dla życia populacji, tworzą układ silnie niedopasowany, a czasem wręcz opozycyjny względem utrwalonego jej behawioralnego i ekologicznego systemu adaptacyjnego, nie dając gatunkowi czasu na przeprowadzenie ewolucyjnych zmian tego systemu w kolejnych pokoleniach i w związku z tym „spychają” gatunek na ścieżkę coraz szybszej ujemnej dynamiki liczebności. Nacisk hierarchicznie nadrzędnych, wysoce niekorzystnych czynników środowiskowych powoduje, że układ stosunków wewnątrzpopulacyjnych zostaje na tyle zdominowany przez te czynniki, iż traci swe możliwości regulacyjne i nie jest w stanie przeciwstawić się narzuconemu przez czynniki środowiskowe trendowi spadku liczebności gatunku.

Istotnie odmiennie od opisanych poprzednio są związki pomiędzy gatunkiem eurytopowym a środowiskiem jego występowania. Bardzo szerokie spektrum czynników środowiskowych, które mogą być wykorzystane do kształtowania habitatu gatunku, stwarza z jednej strony znaczne pole dla zróżnicowanych strategii życiowych poszczególnych populacji w geograficznej przestrzeni występowania gatunku, ale z drugiej strony powoduje, że zakres adaptacji do czynników działających na poziomie konkretnych ekosystemów jest stosunkowo niewielki [Pianka 1981]. Można uznać, że jest to sytuacja w pewnym zakresie dla gatunku korzystna, z jednej

strony bowiem rozszerza zakres tolerancji na okresowe niekorzystne zmiany zachodzące w określonych przestrzeniach środowiska występowania, a z drugiej, w przypadku, jeśli zmiany te są zbyt duże lub zbyt długotrwałe, pozwala bez znacznych dolegliwości behawioralnych czy populacyjnych przesunąć centra aktywności życiowych do przestrzeni środowiska, do tej pory słabo wykorzystywanych lub zgoła omijanych.

Niski poziom adaptacji do bardzo szerokiego spektrum czynników środowiskowych działających w licznych, zróżnicowanych ekosystemach wchodzących w skład habitatu kręgowców eurytopowych ma jednak swoje określone konsekwencje. Wynikają one przede wszystkim z tego, iż zjawiska regulacyjne zachodzące u tych gatunków wynikają zarówno z czynników wewnątrzpopulacyjnych, jak i środowiskowych. Od konkretnej sytuacji zachodzącej na płaszczyźnie wzajemnych relacji pomiędzy strukturą i funkcjami populacji a strukturą i funkcjami środowiska zależy, które z tych czynników zajmą pozycję nadrzędną. Dobrą ilustracją tej tezy jest opisana poprzednio najnowsza historia populacji lisa, którego populacje wyraźnie skorzastały na zmianie (ograniczeniu działania) pojedynczego czynnika środowiskowego. Trzeba tu jednak podkreślić, iż był to czynnik szczególny, którego działanie nie ograniczało się do określonego ekosystemu, lecz miało charakter globalny, na poziomie co najmniej krajobrazu ekologicznego. Logiczny zatem jest wniosek, że nie zawsze zmiana czynnika środowiskowego musi mieć pozytywny skutek. Może się bowiem pojawić czynnik o charakterze globalnym, który będzie miał wpływ negatywny na populacje gatunku eurytopowego i w konsekwencji będzie prowadził do ograniczania liczebności, a nawet do zniknięcia gatunku.

Natomiast bardzo niewielkie na tego typu gatunki jest oddziaływanie nawet bardzo głębokich zmian środowiskowych, ale zachodzących na poziomie ekosystemów similarnych. Strategia wykorzystywania różnych nisz siedliskowych, przy stosunkowo niskim poziomie adaptacji do nich, pozwala dobrze tolerować nawet bardzo duże zmiany w jednym czy dwóch typach wykorzystywanych ekosystemów. Przykład głębokich zmian w agrocenozach, które zdziesiątkowały populacje zająca i kuropatwy i pewne zmiany w ekosystemach leśnych niszczące populacje głuszca i cietrzewia, a zupełnie nie odbiły się na populacjach lisa, mimo że środowiska te wchodziły w skład habitatów tego gatunku, jest tutaj dobrą ilustracją.

Literatura

- Andrzejewski R., Jezierski W. 1966. Policzmy wszystkie zające. *Łowiec Pol.* 19, 1286: 2-3.
- Andrzejewski R., Jezierski W. 1967. Ekologiczne problemy użytkowania i kierowania liczebnością populacji zająca na tle najnowszych polskich badań. *Ekologia Pol. B.* 13: 17-36.
- Andrzejewski R., Pielowski Z. 1957. O konieczności pogłębienia badań populacyjnych nad zającem. *Ekol. Pol. B.* 3: 293-299.
- Andrzejewski R., Pielowski Z. 2003. Gospodarka łowiecka a różnorodność biologiczna. W: *Różnorodność biologiczna Polski*. Andrzejewski R., Weigle A. [red.]. Narod. Fund. Ochr. Środ. Warszawa. 217-223.
- Andrzejewski R., Weigle A. [red.]. 2003. *Różnorodność biologiczna Polski*. Narod. Fund. Ochr. Środ. Warszawa. 1-284.
- Bourdial I. [red.]. 2003. *Współczesny świat w nauce*. Kosmos, życie, informatyka. Świat Książki. Warszawa.
- Chmielewski T. J., Węgorzek T. 2003. Rolnicza przestrzeń produkcyjna a różnorodność biologiczna. W: *Różnorodność biologiczna Polski*. Andrzejewski R., Weigle A. [red.]. Narod. Fund. Ochr. Środ. Warszawa. 203-210.
- Dudziński W. 1988. *Ptaki łowne*. PWRiL, Warszawa.
- Dzięciołowski R. 1996. *Bóbr*. Wyd. Łowiec Pol. Wyd. SGGW, Warszawa.
- Fruziński B., Kónig R. 1999. Structure and demographic processes of wild boar (*Sus scrofa* L.) populations in Western Poland. *Scient. papers of Agricult. Univ. of Poznań, Ser. Forestry 2*: 23-30.
- Goszczyński J. 1995. *Lis*. Monografia przyrodniczo-łowiecka. Oikos. Warszawa.
- Jezierski W. 1968. Some ecological aspects of introduction of the European hare. *Acta theriol.* 13: 1-30.
- Jezierski W. 1977. Longevity and mortality rate in population of wild boar. *Acta theriol.* 22: 337-348.
- Jezierski W. 1988. Lagomorph's Programme in Poland. *Lagom. Newsl.* 8: 11-12.
- Jezierski W. 2001. Wykorzystanie przestrzeni przez populacje zająca. *Łowiec Pol.* 11, 1866: 11-14; 12, 1867: 20-23.

- Jeziernski W. 2002. Czas obniżyć koszty. *Las Pol.* 8, 2002: 34-35.
- Jeziernski W. 2004. Zając – ginący gatunek. *Łowiec Pol.* 6, 1897: 12-15; 7, 1898: 21-23.
- Jeziernski W. Zależność dynamiki liczebności i struktury przestrzennej populacji zająca od organizacji agrocenoz. *J. Wildlife Res.* (w druku).
- Keller M. 2001. Ratujmy kuraki leśne. *Łowiec Pol.* 4, 1859: 24-28.
- Leśnictwo 1975. 1975. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 1994. 1994. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2003. 2003. GUS, Warszawa.
- Mała Encyklopedia Leśnictwa. 1980. [red.] Molenda T. i in. PWN, Warszawa.
- Matuszewski G. 1980. Wykorzystanie karmy przez lokalną populację zająca szaraka (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) zimą w łowisku otwartym. Rozprawa doktorska (w maszynopisie). Inst. Bad. Leśn. Warszawa. 1-81.
- Matuszewski G., Morow K. 1994. Kuraki leśne. Wyd. Świat. Warszawa.
- May R. M. 1999. What we do and do not know about the diversity of life on Earth W: Perspectives in Ecology. Farina A. [red.]. Backhuys Publ. Leiden.
- Meisner T. 1971. Głuszec. PWRiL, Warszawa.
- Mniszek-Tchórzniczki. 1950. Rozmieszczenie zwierzyny łownej w Lasach Państwowych W: Kalendarz myśliwski na rok 1950. Mniszek-Tchórzniczki M. [red.]. Wyd. PZŁ: 341-352. Warszawa.
- Olech B. 1971. Realized production mortality and sex structure of partridge (*Perdix perdix* L.) population and its utilization for game purposes in Poland. *Ekologia Pol.* 19: 617-650.
- Olech B. 1990. Kuropatwa – *Perdix perdix* (Linnaeus, 1758). W: *Łowicтво*. Krupka J. [red.]. PWRiL, Warszawa. 248-250.
- Pianka E. R. 1981. Ekologia ewolucyjna. PWN, Warszawa.
- Pielowski Z. 1979. Zając. PWRiL, Warszawa.
- Pielowski Z. 1995. Dwadzieścia pięć lat kontrolowanej populacji zająca w łowisku doświadczalnym Czempień. W: Zając. Międzynarodowe Sympozjum Czempień '92. Wyd. PZŁ, Warszawa. 143-149.
- Pielowski Z., Pinkowski M. 1995. Sytuacja liczebna i przestrzenna zająca w Polsce. W: Zając. Międzynarodowe Sympozjum Czempień '92. Wyd. PZŁ, Warszawa. 54-81.
- Reichholf J. 1999. *Życie i przeżycie*. Zależności ekologiczne. Świat Książki. Warszawa.
- Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1945-1967. 1968. GUS, Warszawa.
- Rocznik Statystyczny Leśnictwa 1971. 1971. GUS, Warszawa.
- Statystyka Leśnictwa 1964 i 1965. 1966. GUS, Warszawa.
- Walkowa W. 1970. Operation of compensation mechanisms in exploited populations of white mice. W: Energy flow through small mammals populations. Petruszewicz K. Ryszkowski L. [red.]. Warszawa. 247-253.
- Żurowski W. 1979. Preliminary results of European beaver reintroduction in the tributary streams of the Vistula River. *Acta theriol.* 24: 85-91.

SUMMARY

The perspectives of some game animals populations

According to different authors, the number of all alive organisms in the world ranges from 2.10 mln to 2.75 mln species. Each year, some 1000 species become extinct, and the rate of the extinction has been continuously accelerating. Especially vulnerable are vertebrates, with the proportion of threatened species ranging in particular classes from 11% (birds) to 34% (fish). There are among vertebrates species characteristic of the high level populational success, at least at the regional scale. In this paper population dynamics is described of two groups of game species: the group of endangered vertebrates, and the group of progressing ones. Four endangered game species were included: the hare, the partridge, the black grouse and the wood grouse; and five species distinctive with their high populational success observed lately: the red-deer, the roe-deer, the wild boar, the fox, and the beaver. This choice has been conditioned by the fact that this group of animals has been monitored within the last century, in the sense that their numbers and harvest size have been subjected to the statistics. An attempt was undertaken at determining for each of the mentioned species the actual reason(s) of their continuous negative or positive dynamics in the scale of the whole country. A prognosis has also

been formulated dealing with the species' probable future trends pointing out that within the next 15-30 years the populations of hare, partridge, black grouse, and wood grouse will extinct from the entire area of Poland. The population of deer, roe-deer, wild boar, and beaver will continue to grow till the moment of onset of the intrapopulation arrest mechanisms. No hypothesis of the future of fox population was possible to be formulated.