

Restytucja owadów w Polsce w świetle teorii ekologicznej, zaleceń Unii Europejskiej i krajowych doświadczeń

Recovery of insect species in Poland in light of ecological theory,
recommendation of European Union and local experiences

ZBIGNIEW J. WITKOWSKI

Instytut Ochrony Przyrody PAN, ul. Lubicz 46, 31-512 Kraków

ABSTRACT: The author presents achievements of ecological theory dedicated to species extinction and metapopulation. He also presents the application of the theory to practical development of the species recovery. Described were also suggestions and recommendations of the World Conservation Union (IUCN) and European Union regarding the practice of recovery process of threatened species. Finally, the author presents suggestions on what and how should be changed in our law and administration of nature conservation to successfully implement species recovery projects and programmes.

KEY WORDS: species recovery, metapopulation, practical guidelines, Poland, European Union.

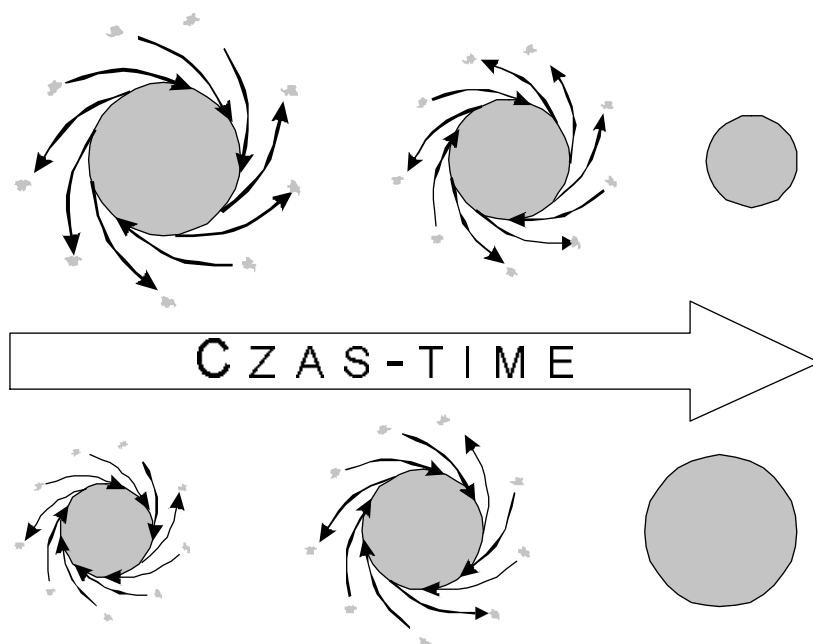
I. Zarys teorii

I.1. Jak ukształtowane są ekosystemy

Przeciętny ekosystem składający się w naszej strefie klimatycznej z kilkuset do kilku tysięcy gatunków możemy najogólniej porównać do kuli śnieżnej. Każdy kto próbował zrobić bałwana wie, iż w warunkach kiedy śnieg jest mokry kula podczas toczenia jej po podłożu rośnie, wchłaniając nowe porcje śniegu, mimo, iż równocześnie są takie jej fragmenty, które od niej odpadają. Kiedy zaś śnieg jest suchy to nawet znacznej wielkości kula zamiast rosnąć w wyniku toczenia zaczyna maleć, bo proces odpadania przeważa nad procesem przyklejania (wchłaniania). Ekosystem – tak jak kula śnieżna – rów-

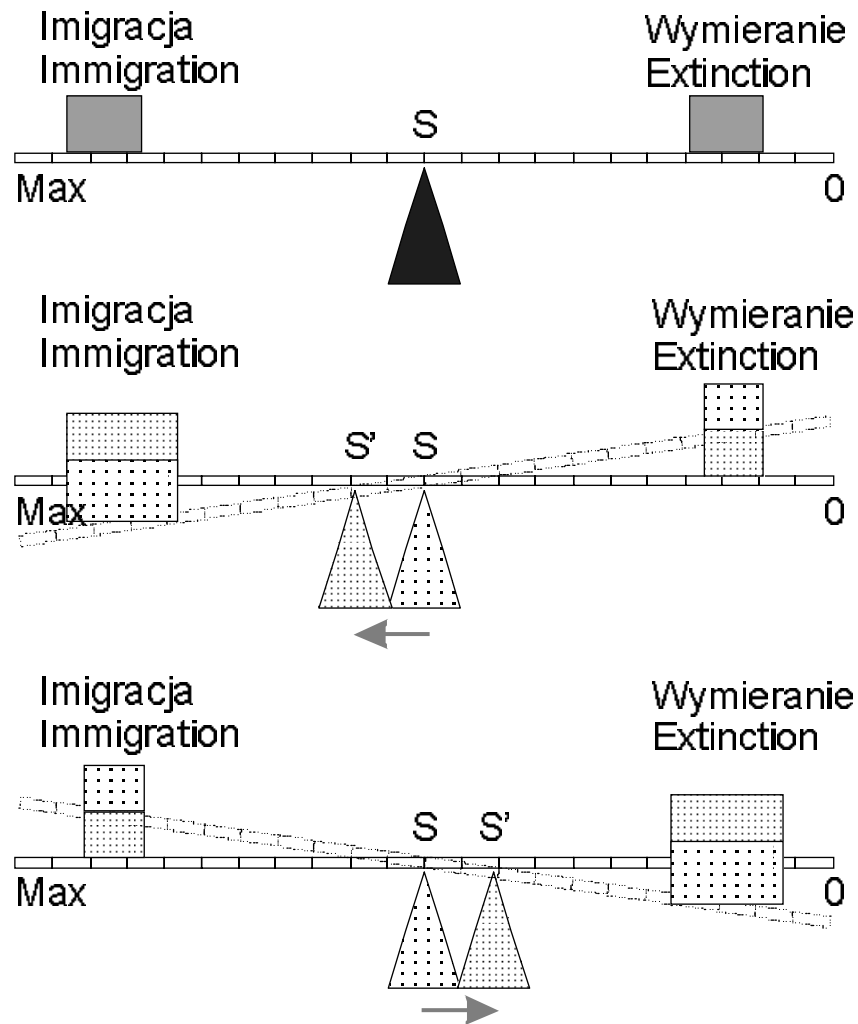
nocześnie wchłania nowe gatunki i pozbywa się ich tocząc się w wymiarze czasu (Ryc. 1). Teoria biogeografii wysp MAC ARTHUR'a i WILSON'a (1967) pokazuje, iż aby tak tocząca się w czasie kula ekosystemu pozostawała bez zmian proces wypadania gatunków musi być równoważony przez proces ich wchłaniania (Ryc. 2). Procesy te zostały w nauce nazwane procesami ekstynkcji (wypadanie) i imigracji (wchłanianie).

Gdyby ekosystemy chronione toczyły się w czasie (toczenie w czasie ~ przemiana pokoleń) bez udziału człowieka, problem aktywnej ochrony przyrody byłby czymś sztucznym – wymuszoną i niepotrzebną ingerencją w układy naturalne. Wiemy jednak, iż procesy imigracji i ekstynkcji zależne są od stanu otoczenia obszarów chronionych. Stąd też trwanie w czasie ekosystemu chronionego jest nie całkiem naturalne. Proszę zwrócić uwagę przede wszystkim na zagadnienie imigracji. Imigracja oznacza przybycie gatunku nie egzystującego aktualnie w ekosystemie (mógł wymrzeć lub mogło go



Ryc. 1. Ekosystem wyobrażony w postaci kuli śnieżnej w trakcie jej toczenia. Strzałki pokazują procesy imigracji (przyklejania się gatunków do ekosystemu) i ekstynkcji (odpadania) w procesie trwania w czasie (przemiany pokoleń).

Fig. 1. Ecosystem as a snowball in the process of its formation. Arrows show immigration (adhesion of new species) and extinction (falling away) during that process (generation exchange).



Ryc. 2. Idea teorii MAC ARTHUR'a i WILSON'a (1967): liczba gatunków w ekosystemie (S' , S) jako funkcja dwóch przeciwstawnych procesów: imigracji i ekstynkcji.

Fig. 2. The idea of MAC ARTHUR's and WILSON's (1967) theory: number of species in an ecosystem (S' , S) as a function of two opposed processes: Immigration and extinction.

w ogóle tam nie być) z zewnątrz. Owo „zewnątrz” to szybko zmieniające się otoczenie obszaru chronionego, gdzie gatunki występujące wcześniej zostały już wyteńpione, lub wymarły, lub obszar, który niegdyś służył jako szlak wędrówek zwierząt, teraz jest zabudowany, lub też jego obecne ukształtowanie i przeznaczenie uniemożliwia takie wędrówki. W efekcie do obszaru chronionego dociera mniej niż dawniej gatunków, w związku z czym zachwiana

zostaje dotychczasowa równowaga między imigracją a ekstynkcją (przy założeniu, że ta pozostaje na tym samym poziomie). Teoria biogeografii wysp pokazuje, iż w takim wypadku dochodzi do ustalenia się nowego punktu równowagi wyznaczającego liczbę gatunków w ekosystemie, tyle, że na niższym niż dotychczasowy poziomie.

Ekstynkcja na obszarze chronionym również jest zależna od procesów zachodzących poza nim. Jeżeli na obszarze chronionym mamy niewielką populację dowolnego gatunku, to w przypadku kiedy populacja ta osiągnie krytycznie niską liczebność, populacje sąsiadujące poprzez stale migrujące osobniki mogą „wspierać” ją i nie dopuścić do jej ekstynkcji. Takie zjawisko nazywa się w ekologii „efektem ratunkowym” (rescue effect). Brak sąsiadujących populacji w wyniku ich wytrzebienia, lub zamknięcie możliwości migracji powoduje, iż często mamy sytuację, że cenny gatunek ginie na obszarze chronionym.

Zwracam zatem uwagę, iż w wyniku przekształceń antropogennych na obszarze poza obszarem chronionym gatunek podlegający specjalnej trosce na obszarze chronionym może szybko wymierać. Zaś nasze wysiłki na obszarze chronionym dla zachowania historycznej kompozycji gatunków i ekosystemów są tym mniej skuteczne im bardziej obszar ten jest izolowany od innych, naturalnych terenów przyrodniczych.

I. 2. Dlaczego wymierają populacje i gdzie należy poszukiwać gatunków wymierających?

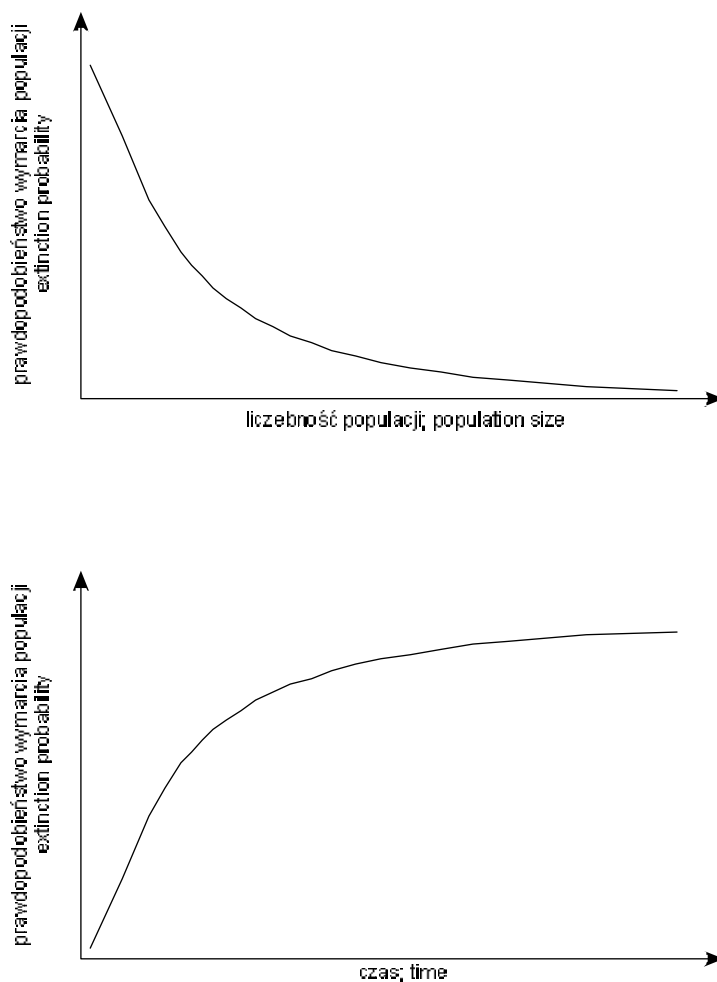
Badania procesów wymierania gatunków skłoniły badaczy do usystematyzowania kilku podstawowych jego przyczyn. Istnieje powszechna zgoda na następujące twierdzenia:

- czas trwania każdej populacji jest ograniczony, tzn. im dłużej żyje dana populacja tym bardziej wzrasta prawdopodobieństwo jej ekstynkcji (Ryc. 3).
- prawdopodobieństwo przeżycia populacji zależy od jej rozmiarów: oznacza to, iż mniejsze populacje wymierają szybciej.

Głębsza analiza zjawisk wymierania gatunków pozwala na usystematyzowanie kilku podstawowych przyczyn. SHAFFER (1991) podzielił je na trzy grupy (Ryc. 4):

- katastrofy
- niepewność środowiskową w czasie i przestrzeni
- niepewność demograficzną i genetyczną.

Przedstawione wyżej twierdzenie o „nieuniknionej” ekstynkcji każdej populacji (Ryc. 3) odnosi się do katastrof, które działają niezależnie od wielkości populacji, pozostałe przyczyny ekstynkcji (środowiskowe i demograficzne) są zależne od wielkości populacji.



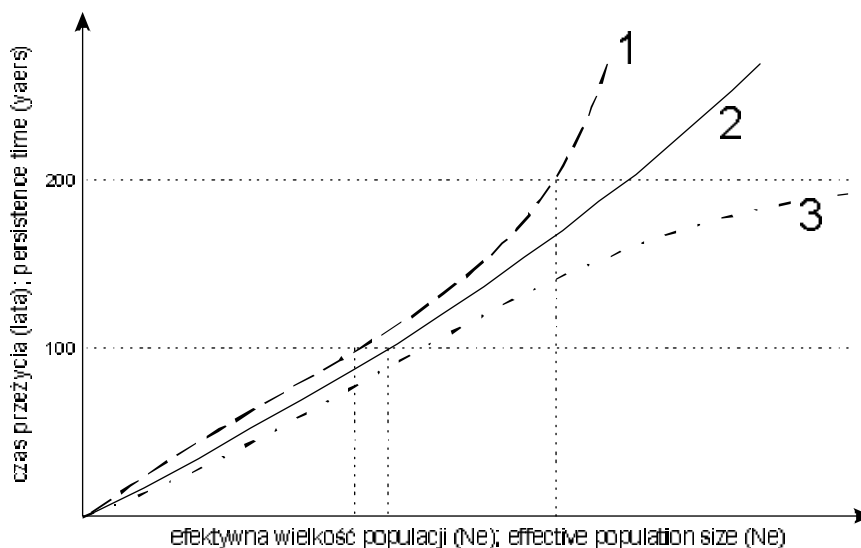
Ryc. 3. Zależność prawdopodobieństwa ekstynkcji od liczebności populacji i czasu jej trwania.

Fig. 3. Dependence of extinction probability on population size and time of its persistence.

Teoria ekologiczna wie zadziwiająco mało na temat rozpoznania cech populacji (gatunku) wymierającej. Najbardziej zgeneralizowana odpowiedź na powyższe pytanie brzmi:

Wyróżniamy dwie cechy wskazujące na wymieranie:

1. Niewielka liczebność populacji
2. Ograniczony areał populacji



Ryc. 4. Zależność przewidywanego czasu przeżycia od wielkości populacji (N_e) w odniesieniu do niepewności demograficznej i genetycznej (1), zmienności środowiskowej (2) oraz katastrof (3) (SHAFFER 1990).

Fig. 4. Relationship of the expected time to extinction and population size (N_e) for demographic and genetic uncertainty (1), environmental variability (2) and catastrophes (3) (SHAFFER 1991).

Niemal 10-letnie badania prowadzone przez nas (WITKOWSKI i in. 1997; WITKOWSKI, ADAMSKI 1996) nad restytucją wymierającej populacji niepyłaka apollo w Pienińskim Parku Narodowym, a także obserwacje DEMPSTER'a (1991) i DEN BOER'a (1981, 1990) nad innymi grupami owadów dowiodły, iż osobniki w małych, wymierających populacjach różnią się istotnie pod względem morfologii i behawioru od osobników w dużych, żywotnych populacjach (Tab. I).

I.3. Jak to się dzieje, iż wiele populacji bytuje w niewielkich liczebnościach i populacje te trwają wystarczająco długo aby uznać, iż są one stabilne?

Sytuacje takie badał w latach 70-tych LEVINS (HANSKI 1991) i odkrył, iż mamy tu do czynienia z metastrukturami: drobne populacje były z sobą wzajemnie powiązane dzięki stałej wymianie osobników między nimi. Te metastruktury nazwał metapopulacjami. LEVINS (HANSKI 1991) sformułował też pierwsze zasady trwałości takich systemów. Okazało się, iż funkcjonowanie całej struktury zależne jest od tempa dwóch procesów: imigracji (I) na stano-

Tab. I. Szacowanie charakterystyk osobników wskazujących na populacje krytycznie zagrożone ekstynkcją (cechy relatywne w populacjach zwierząt) na podstawie badań populacji niepylaka apollo – *Parnassius apollo* L. (ADAMSKI, WITKOWSKI 1999).

Assesment of characteristics of individuals indicating to critically threatened populations (relative characters in animal populations) based on investigations of population of the apollo butterfly – *Parnassius apollo* L. (ADAMSKI, WITKOWSKI 1999).

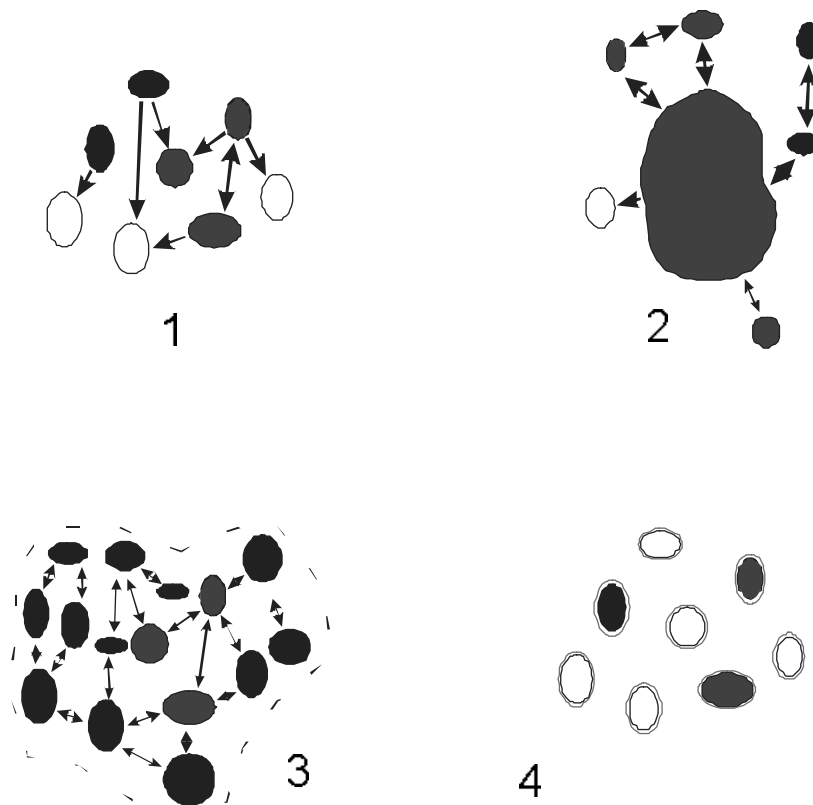
Nazwa cechy Character name	Populacje normalne Abundant populations	Populacje wymierające Vanishing populations
Fracja osobników emigrujących poza obszar populacji Fraction of dispersing individuals	Duża (ok. 0,5) Big (ca. 0.5)	Mała (< 0,1) Small (< 0.1)
Dystans pokonywany przez migrantów Distance of dispersion	Znaczny Considerable	Niewielki Little
Fracja fenodewiantów w populacji Fraction of phenodeviants in a population	Niewielka (< 1–3%) Small (< 1–3%)	Znaczna (> 10%) Considerable (> 10%)
Morfologia organów ruchu Morphology of structures related to individual dispersion	Nie wykazuje zmian degeneracyjnych Lack of degenerative changes	Wskazuje na ich zmiany w kierunku osiadłego trybu życia Shows changes related to „settled” behaviour
Losowa asymetria Fluctuating asymmetry	Niewielka Little	Znaczna Considerable
Zmienność cech ubarwienia Variability of colour character patterns	Znaczna Considerable	Nieznaczna Little

wisko (do lokalnej populacji) i wymierania (E) na stanowisku. Jeżeli $I > E$ wszystko jest w porządku, tzn. cała struktura funkcjonuje, mimo, iż lokalne stanowiska zamierają (jednak w tym samym czasie inne, puste są skutecznie zasiedlane przez imigrantów). Później okazało się, iż dla sprawnego funkcjonowania układu metapopulacji potrzebne jest również aby struktura zajętych i nie zajętych stanowisk była stabilna. Jeżeli stanowiska nie zajęte ulega-

ją przekształceniu (np. w wyniku sukcesji) i ich liczba zmniejsza się, wówczas poniżej pewnej frakcji stanowisk (łatek) metapopulacja też zaczyna wymierać (HANSKI, GILPIN 1997).

Badacze struktur metapopulacyjnych (HARRISON 1991) wymieniają kilka takich układów (Ryc. 5):

1. Metapopulację klasyczną (Levinsa)
2. Metapopulację typu zbiór łatek (patchy)
3. Metapopulację typu „kontynent-wyspa”
4. Metapopulację izolowaną (wymierającą).



Ryc. 5. Rodzaje metapopulacji: 1. klasyczna, 2. kontynent wyspa, 3. zbiór łatek, 4. izolowana (HARRISON 1991).

Fig. 5. Types of metapopulation structures: 1. classical (Levins), 2. mainland-island, 3. patchy, 4. isolated (HARRISON 1991).

II. Co wynika z biologii populacji i metapopulacji dla czynnej ochrony gatunków?

Życie na Ziemi w toku ewolucji osiągnęło rozmaite poziomy organizacji: komórki, tkanki, układy, organizmy (osobniki), populacje, zespoły, ekosystemy, biomy i biosferę. Jednak wyraźną odrębność (z niewielkimi wyjątkami) osiągnęły dwa poziomy organizacji: osobnik i gatunek (suma wszystkich populacji). Degradacja i niszczenie przyrody powoduje negatywne zmiany. Zmiany te jednakże mają charakter odwracalny (o ile odwracalne jest odtworzenie czegoś w innym czasie i układzie przestrzennym). W jednym przypadku wszyscy biologowie są zgodni: nieodwracalny jest proces w którym wymarły wszystkie osobniki określonego gatunku żyjące na Ziemi. Zdajemy sobie zatem sprawę z wagi ochrony bioróżnorodności poprzez zapobieganie ekstynkcji pojedynczych gatunków. Stąd takie znaczenie badań i zrozumienia procesów prowadzących do ekstynkcji populacji i całych gatunków.

II. 1. Jak oszacować ryzyko ekstynkcji

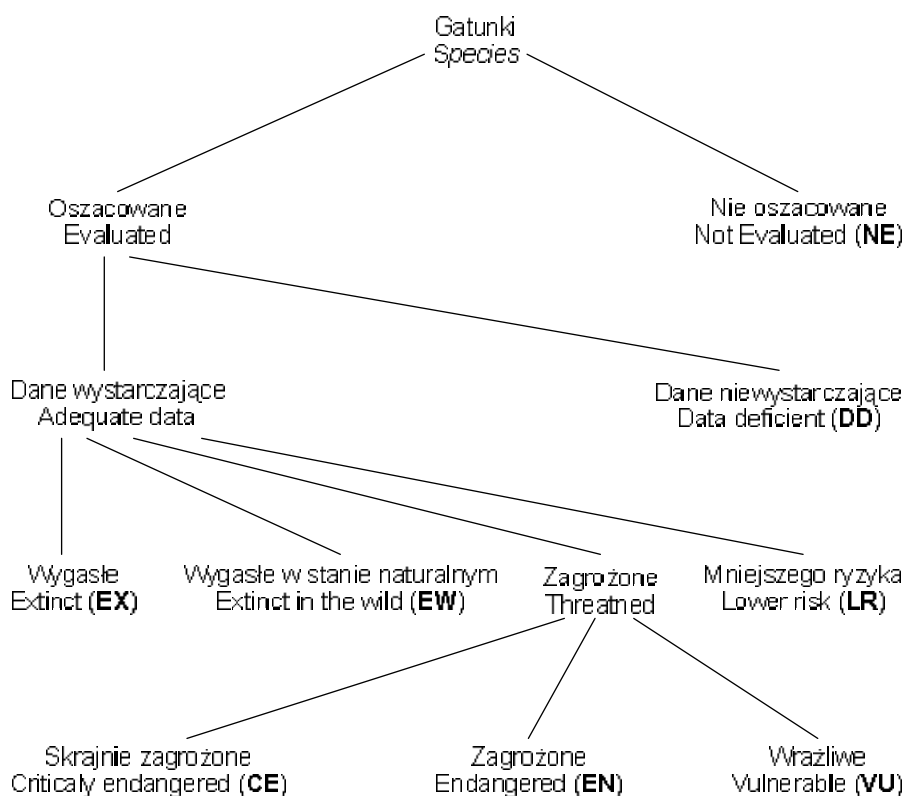
Współcześnie istnieją dwie koncepcje rozpatrywania ekstynkcji (MACE, HUDSON 1999): koncepcja niewielkiej populacji, która koncentruje się na wpływie wielkości populacji na jej szanse przeżycia i koncepcja malejącej populacji, która zwraca uwagę na zagrożenie ekstynkcją wynikające z systematycznego zmniejszania liczebności populacji.

Pierwsza z wymienionych koncepcji jest znacznie lepiej umocowana teoretycznie bazując na modelach demograficznych i genetycznych. Druga okazuje się gorzej rozpracowana teoretycznie, choć jej znaczenie dla procesów rehabilitacji populacji jest niewątpliwe.

Obie koncepcje mogą wykorzystać dwa sposoby szacowania ryzyka ekstynkcji. Pierwszy z nich zwany „analizą wrażliwości populacji” (population vulnerability analysis PVA) wymaga zbierania ogromnej ilości szczegółowych informacji wymagającej czasu i środków (WITKOWSKI 1993, 1998). W kołach ochroniarzy przyrody i ekologów trwa ostatnio ożywiona dyskusja czy takie podejście do zagadnienia jest właściwe biorąc pod uwagę ograniczoną ilość środków i czasu.

Drugie polega na praktycznym oszacowaniu ryzyka ekstynkcji gatunku przy pomocy czerwonych list, opartych o określone kategorie i kryteria. Zaletą takiego systemu jest możliwość zastosowania go do szerokiej gamy gatunków roślin i zwierząt od mrówek do waleni i od glonów do sekwoi, wadą niska przewidywalność wyników.

Czerwona Lista Gatunków IUCN stanowi przykład tego drugiego rozwiązania (Ryc. 6). Pięć kryteriów prowadzi do oszacowania 8 kategorii zagrożenia gatunków, przy czym trzy istotne są dla procesu ekstynkcji: skrajnie za-



Ryc. 6. Zarys nowych kategorii statusu zagrożenia gatunków przygotowanego przez IUCN.

Fig. 6. An outline of new IUCN categories for threatened species.

grożone, zagrożone i wrażliwe. Tworzenie czerwonych list jest (może być) jednym z elementów analizy wrażliwości populacji na ekstynkcję, może być też podstawą do selekcjonowania gatunków do procesów restytucji (= reintrodukcji), jak zresztą i inne kryteria podane przez IUCN (OLACZEK 1985).

II. 2. Analiza wrażliwości populacji

Analiza wrażliwości populacji stanowi pewną procedurę postępowania wymaganą prawem przy restytucji gatunków np. w USA. W naszych warunkach, zakładając brak regulacji prawnych w tej dziedzinie oraz permanentne ograniczenie środków finansowych na ochronę przyrody, proponujemy następujące, uproszczone kroki tej procedury:

1. Wskazanie gatunków specjalnej troski (wrażliwych, zagrożonych i krytycznie zagrożonych ekstynkcją), i utworzenie czerwonej listy gatunków roślin i zwierząt. Podstawą wskazania gatunków specjalnej troski jest przepro-

wadzenie inwentaryzacji. Inwentaryzacja wskazuje na taksony (gatunki i grupy gatunków) szczególne, rzadkie, zagrożone w innych miejscach, kluczowe itp. Te wskazane taksony powinniśmy objąć monitoringiem i dopiero na podstawie monitoringu można wskazać gatunki „specjalnej troski”. Gatunki te tworzą lokalną (np. rezerwatową, parku narodowego, gminną, itp.) czerwoną listę gatunków roślin i zwierząt. Procedura postępowania opisana jest w publikacji WITKOWSKIEGO (1993) oraz na rysunku (Ryc. 6).

2. Uprozczone oszacowanie stopnia zagrożenia ekstynkcją dowolnej populacji z lokalnej czerwonej listy :

Kolejnym krokiem jest oszacowanie stopnia zagrożenia ekstynkcją populacji gatunków z lokalnej czerwonej listy. W tym celu, korzystając z wyników inwentaryzacji i monitoringu dzielimy te gatunki na trzy kategorie, biorąc pod uwagę obserwowane (w trakcie monitoringu) tendencje zmian liczebności populacji i/lub areału gatunku na badanym obszarze:

- populacja podlega stałemu wzrostowi liczebności i/lub areału przynajmniej od kilku pokoleń: mimo, iż wielu autorów modeli matematycznych utrzymuje, iż wzrost populacji nie gwarantuje trwałego przeżycia, należy (z pewnym ryzykiem popełnienia błędu, a ryzyko to zależy od amplitudy wahań liczebności badanej populacji) przyjąć, iż ryzyko ekstynkcji takiej populacji jest niskie i nie wymaga ona stałego monitoringu;
- liczebność i/lub areał populacji od kilku pokoleń maleje: ryzyko ekstynkcji takiej populacji jest znaczne, wymaga ona stałego monitoringu i ewentualnego podjęcia restytucji. Dla takiej populacji można w uproszczony sposób oszacować przewidywany czas ekstynkcji poprzez aproksymację zmian liczebności populacji w czasie. Punkt przecięcia prostej regresji określającej zależność liczby osobników od upływu czasu wskaże przewidywany czas ekstynkcji;
- populacja utrzymuje stałą liczebność i/lub zasięg przestrzenny od przynajmniej kilku pokoleń: należy oszacować jej ryzyko ekstynkcji przy pomocy modelu zaproponowanego poniżej.

II. 3. Szacowanie ryzyka ekstynkcji populacji przy pomocy uproszczonego modelu:

Na podstawie danych obliczamy bądź zakładamy:

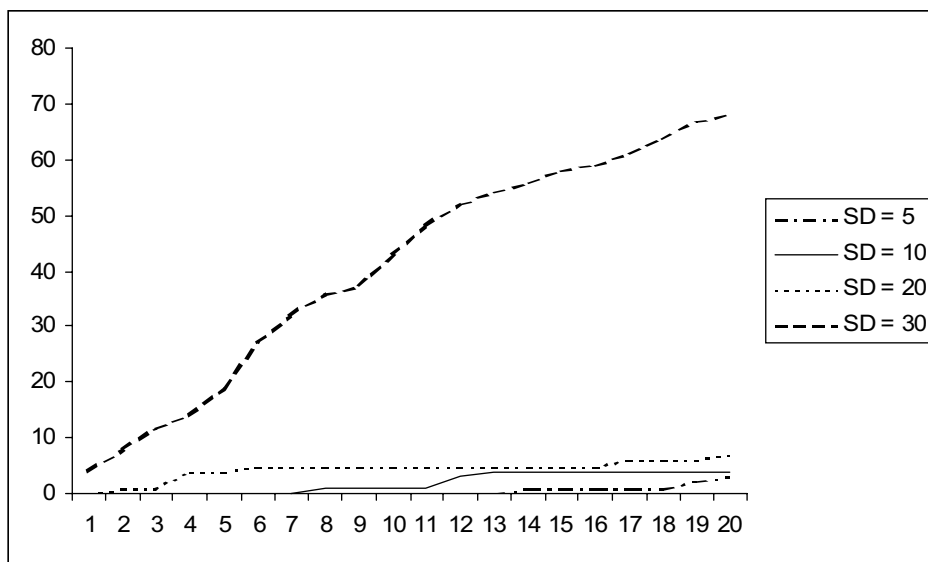
- średnią liczebność populacji oraz odchylenia od niej. Zakładamy, że rozkład wielkości populacji nie odbiega istotnie od rozkładu normalnego – tzn. małe odchylenia są bardziej prawdopodobne niż duże. Zakła-

damy również, iż spadek i wzrost liczebności populacji jest jednakowo prawdopodobny (w przeciwnym wypadku obserwowalibyśmy konsekwentny wzrost lub spadek wielkości populacji).

Dla założonej w toku symulacji liczby pokoleń przeprowadzamy generowanie liczb pseudolosowych z rozkładu zgodnego z wahaniami liczebności populacji. Generowanie to jest powtarzane od kilkudziesięciu do kilkuset razy w celu uchwycenia generalnych tendencji. Uzyskane rezultaty są kumulowane w serie. Każda z uzyskanych serii danych reprezentuje losowe zmiany liczebności populacji o dynamice liczebności zgodnej z analizowanym rozkładem.

Obliczamy frakcje „populacji” które osiągnęły wartość zerową lub spadły poniżej założonego progu bezpieczeństwa (np. 10 osobników) w określonej liczbie pokoleń – frakcja ta jest tożsama z prawdopodobieństwem ekstynkcji (lub quazi ekstynkcji) populacji w założonym czasie.

Przykład symulacji zmian liczebności populacji niepylaka apollo o założonej wyjściowej liczbie osobników i kilku założonych rozkładach odchyień standardowych od średniej (symulującej wahania liczebności) przedstawiono na wykresie (Ryc. 7).



Ryc. 7. Testowanie zagrożenia populacji niepylaka apollo – *Parnassius apollo* L. przy pomocy symulacji (SD – odchylenie standardowe od średniej liczebności populacji).

Fig. 7. Threat simulation for the apollo butterfly – *Parnassius apollo* L. population (SD – standard deviation from average abundance of population).

II. 4. Ochrona czynna „od kuchni” czyli magiczne liczby i formuły

Wybór kluczowych składowych analizy wrażliwości populacji zależy od profesji badacza. Jeżeli jest on genetykiem podkreśla znaczenie zjawisk genetycznych zachodzących w małej populacji na szanse jej przeżycia, statystycy wskazują na znaczenie modeli matematycznych, zaś praktycy starają się dotrzeć do reguł i zasad, którymi powinni się kierować przy ocenie zagrożenia chronionej populacji.

Wśród reguł najwcześniej prezentowanych były te podane przez DIAMOND'a (por. OLACZEK 1985) dotyczące lepszych i gorszych rozwiązań w tworzeniu obszarów chronionych i ich sieci. Kolejne reguły dotyczyły liczby osobników niezbędnej dla przeżycia populacji. Liczby podane przez SOULE i WILCOX (1980) obejmowały podobnie idealne byty jak propozycje DIAMOND'a (OLACZEK 1985), dotyczyły bowiem wielkości określanej symbolem N_e , czyli efektywnej liczebności populacji. Celem informacji SOULE (SOULE, WILCOX 1980) podaje proste równanie, iż $N_e = 1,8 N$ (aktualnej liczebności populacji). Dla populacji zdolnej do krótkotrwałego przeżycia autorzy ci podali minimalną wielkość $N_e = 50$ osobników zaś dla przeżycia w granicach kilkudziesięciu do kilkuset pokoleń $N_e = 500$ osobników. Niektórzy badacze ptaków wyróżniają jeszcze $N \sim 200$ par, co w przybliżeniu odpowiada $N_e = 500$.

Inne magiczne reguły mówią o konieczności odtwarzania dwóch populacji zamiast jednej, zaś jak wynika z badań dotyczących średniej liczby lokalnych populacji w obrębie metapopulacji wartość ta dla restytuowanych skutecznie w USA gatunków roślin waha się wokół liczby 12 (DOAK, MILLS 1994; MANGEL, TIER 1994; SCHEMSKE i in. 1994). Możemy zatem z pewną dozą prawdopodobieństwa przyjąć, iż liczba 12 lokalnych populacji (przy czym liczba stanowisk – patrz rozdz. I. 3. – powinna być przynajmniej o 1/3 większa) pozwala liczyć na sukces restytucji (SCHEMSKE i in. 1994).

III. Praktyka ochroniarska: jak zabrać się do czynnej ochrony gatunków ?

W tym miejscu warto podać krótko definicje dotyczące wypuszczania organizmów żywych na wolność (NEW 1995):

- Odtworzenie (re-establishment): rozmyślne wypuszczenie osobników i odtworzenie populacji na obszarze, na którym populacja ta występowała i uległa ekstynkcji.
- Introdukcja (introduction): wprowadzenie osobników gatunku na obszarze, na którym gatunek ten nie występował, lub nie był znany.
- Reintrodukcja (re-introduction): wprowadzenie osobników gatunku na obszar, na którym gatunek ten był już nieskutecznie wprowadzany.

- Wzmacnianie (re-inforcement): zwiększanie rozmiarów populacji (głównie ilościowych) poprzez wprowadzanie do niej nowych osobników.
- Translokacja (translocation): przenoszenie osobników z obszaru zagrożonego do neutralnego lub chronionego.
- Wprowadzanie (establishment) - termin neutralny oznaczający każde planowane lub przypadkowe wprowadzanie osobników (i utrwalanie populacji) poprzez transfer z innych miejsc.

III. 1. Wytyczne Światowej Strategii Ochrony Przyrody (WCS)

Światowa Strategia Ochrony Przyrody (OLACZEK 1985) wskazuje, iż ochrona czynna jest jednym z istotnych elementów strategii ochrony na świecie. Autorzy strategii sugerują jednak, iż wadą tej formy ochrony są niewspółmiernie wysokie koszty w stosunku do efektów (w czynnej ochronie gatunków wydajujemy spore sumy przez wiele lat osiągając w zamian wzrost liczebności populacji jednego gatunku). W tej sytuacji należy zwracać szczególną uwagę na selekcję gatunków do ochrony czynnej. Selekcja taka powinna się opierać o następujące kryteria:

1. Kryterium zagrożenia i kryterium odrębności systematycznej gatunku.

Trzeba tu rozważyć, czy gatunek jest zagrożony globalnie czy lokalnie. Jeżeli lokalnie, to należy dowieść czy lokalna, odrębna genetycznie populacja jest rzeczywiście krytycznie zagrożona (Tab. II) (Tu zwracam uwagę, iż

Tab. II. Kryteria dotyczące wyboru priorytetów ochrony gatunków zagrożonych.

Criteria formulated for determining conservation priority of threatened species.

	Rzadki Rare	Narażony Vulnerable	Wymierający Critically endangered
Rodzina Family	Priorytet średni Medium priority	Priorytet bardzo wysoki High priority	Priorytet najwyższy Highest priority
Rodzaj Genus	Priorytet niski Low priority	Priorytet średni Medium priority	Priorytet bardzo wysoki High priority
Gatunek Species	Priorytet bardzo niski Lowest priority	Priorytet niski Low priority	Priorytet średni Medium priority

IUCN zmienił ostatnio kryteria oceny zagrożenia gatunków (por. GŁOWACIŃSKI 1997).

Nie wszystkie gatunki krytycznie zagrożone mogą być objęte priorytetem w kwestii ochrony czynnej. Powinniśmy rozważyć jako kryterium uzupełniające stopień odrębności genetycznej gatunku zagrożonego. Ginąca forma będąca jedynym reprezentantem odrębnej rodziny jest ważniejsza dla zachowania bioróżnorodności niż ginący, jedyny przedstawiciel rodzaju, ten zaś ma priorytet przed gatunkiem pochodzącym z rodzaju obfitującego w gatunki. W to kryterium powinny też być włączone odrębne populacje np. opisane przez systematyków podgatunki, czy odmiany. W tym przypadku trzeba wykazać odrębność genetyczną (systematyczną) zagrożonej populacji (Tab. II).

Kryteria odrębności genetycznej i stopnia zagrożenia mogą być wystarczające dla strategii w skali światowej. W naszych lokalnych warunkach, należy je rozszerzyć o kryterium trzecie – zasięg geograficzny lub areał gatunku.

2. Kryterium znaczenia jakie dana populacja pełni w światowych zasobach gatunku.

To kryterium ma w podtekście odpowiedzialność moralną określonego narodu (państwa) za egzystencję określonych gatunków. Wiemy, iż ochrona i przetrwanie pandy zależy głównie od wysiłków czynionych w tym kierunku przez Chiny. W przypadku niewielu gatunków również Polska ma kluczowe znaczenie, np. największa część światowej populacji bociana białego znajduje się w naszym kraju, podobnie w przypadku innego gatunku ptaka – wodniczki (GŁOWACIŃSKI i in. 1980), czy np. endemicznego gatunku rośliny warzuchy polskiej (ZARZYCKI, KAŹMIERCZAKOWA 1993)

3. Kryterium przyzwolenia społecznego na ochronę (wydatkowanie pieniędzy na ten cel) określonego gatunku.

W świetle ekonomizacji całego życia społecznego WCS zaleca aby przyrzeć się dwóm aspektom czynnej ochrony gatunków. Jednym z nich jest efektywność wydawanych pieniędzy w świetle wymienionych wyżej trzech kryteriów (czy można wydać te same pieniądze na bardziej zagrożony gatunek).

Drugim aspektem zagadnień przyzwolenia społecznego jest problem ochrony gatunków krytycznie zagrożonych, lecz obojętnie lub nawet negatywnie odbieranych w społecznym przekazie. Typowym przykładem takiego gatunku w Polsce jest wilk, którego ochrona jest przez wiele osób kontestowana. Wprowadzanie ochrony aktywnej wbrew przyzwoleniu społecznemu (zakładamy że edukacja nie zmieniła poglądów przeciwników aktywnej ochrony gatunków) prowadzi do kwestionowania idei ochrony przyrody i wytykania ochroniarzom, że ich działalność jest opłacana przez społeczeństwo, wbrew życzeniom tegoż społeczeństwa.

III. 2. Problem administracyjno – prawny

Każdy gatunek przeznaczony do reintrodukcji ma określony status prawny na terytorium państwa, na obszarze którego występuje lub jest hodowany. W przypadku gatunków rodzimych należy sprawdzić, czy gatunek znajduje się na liście taksonów Konwencji Berneńskiej i obowiązuje zakaz wymiany międzynarodowej osobników tego gatunku (GŁOWACIŃSKI i in. 1980), należy upewnić się również jakie są krajowe przepisy dotyczące wybranego gatunku. Zdecydowaną większość przepisów krajowych w tej mierze reguluje Ustawa o Ochronie Przyrody (Dz. Ustaw R. P., nr 114, poz. 492, z 1992 r.) i Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa (Dz. Ustaw R. P., nr. 13, poz. 65, z 1995 r.). Wszelkie zagadnienia niejasne należy pisemnie ustalić z Departamentem Ochrony Przyrody Ministerstwa.

III. 3. Jak się to robi na świecie

W myśl sugestii eksperta IUCN (MACHADO 1997), w wielu państwach problemy restytucji (species recovery) i reintrodukcji (re-introduction) pozostają integralną częścią prawno-organizacyjnego systemu ochrony przyrody.

Najbardziej zaawansowane pod tym względem są USA, gdzie odpowiednia legislacja jest gruntownie przygotowana i bardzo szczegółowa. Funkcjonuje ona pod nazwą Ustawa o Zagrożonych Gatunkach (Endangered Species Act = ESA). ESA obliguje do działania wszystkie agencje federalne, szczególnie te jak Służba Rybołówstwa i Dzikiej Przyrody (Fish and Wildlife Service = US FWS) zajmujące się szczególnie problemami ochrony przyrody. Dzięki ESA w Stanach Zjednoczonych do końca 1996 r. zaplanowano i wdrożono 631 projektów restytucji gatunków, w tym dla 314 gatunków zwierząt i 317 gatunków roślin (US FWS 1996).

Rezultaty nie są oszałamiające. Jak dotąd pełna rehabilitacja udała się u kilku gatunków, jednak u 35% gatunków doszło do takiego wzrostu liczebności populacji, który zabezpiecza je przed ryzykiem szybkiej ekstynkcji, zaś w przypadku 7 gatunków projekt się nie udał, tzn. mimo wysiłków doszło do ekstynkcji.

Obok USA tylko nieliczne kraje wprowadziły odpowiednie akty prawne „wymuszające” rehabilitację i reintrodukcję gatunków zagrożonych ekstynkcją. Przewodzi w tej dziedzinie Australia, a w Europie Finlandia i Hiszpania. W pozostałych krajach – dotyczy to również Polski – ochrona gatunkowa skupia się przede wszystkim na ochronie osobników (zakazy odłowu, niszczenia, polowań, zbioru, a także importu i eksportu), które chociaż ważne, w przypadku gatunków krytycznie zagrożonych ekstynkcją, są niewystarczające.

Wysiłki podejmowane dla rehabilitacji gatunków zagrożonych i ginących to długi łańcuch decyzji i działań wymagający współdziałania wielu ludzi z różnych dziedzin ochrony przyrody. Odpowiednia legislacja pomaga w inicjacji tego procesu, a także wskazuje jasno kto powinien w nim uczestniczyć. Na świecie mamy w tej dziedzinie dwa rozwiązania: strukturalne i nakierowane na określony cel (gatunek).

Działanie strukturalne polega na wszczęciu przez odpowiednią administrację ochrony przyrody postępowania prowadzącego do wyłonieniu gatunków, które należy poddać restytucji i wprowadzeniu planu i projektu restytucji. Działanie nakierowane na cel z góry określa gatunek specjalnej admiraacji, czy fascynacji (często niezależnie od stopnia jego zagrożenia) i po zgromadzeniu środków prowadzenie rehabilitacji czy częściowej reintrodukcji. Działanie takie ma sens jedynie jako forma „ćwiczeń” programu pozwalająca go dalej doskonalić (MACHADO 1997).

III. 4. Co należy zrobić w Polsce aby stan istniejący dostosować do standardów zalecanych przez organizacje międzynarodowe?

Zarys procesu rehabilitacji gatunku wygląda następująco (wg MALE 1994, zmodyfikowane):

1. Inwentaryzacja zakończonych i prowadzonych programów restytucji i reintrodukcji gatunków.
2. Oszacowanie statusu zagrożenia gatunków, oficjalna (zgodna z wymogami ustawy lub rozporządzenia) rejestracja gatunków zagrożonych oraz selekcja gatunków do rehabilitacji.
3. Plan rehabilitacji i jego realizacja.
4. Monitoring statusu gatunku po zakończeniu realizacji planu rehabilitacji dla upewnienia się, że gatunek trwale oddalił się od zagrożenia ekstynkcją.

III. 4. 1. Inwentaryzacja

Polska nie jest krajem, gdzie restytucja i reintrodukcja gatunków są nowością. Wręcz przeciwnie – restytucja populacji żubra stanowi w przypadku np. dokumentacji wzór dla wielu projektów międzynarodowych (Księgi Rodowodowe Żubra). Jednak z powodu braku szczegółowych rozwiązań prawnych dotyczących restytucji i reintrodukcji gatunków, metoda ta jest nienajlepiej postrzegana w naszym kraju (BIDERMAN, WIŚNIEWSKI 1993; OLA-CZEK, TOMIAŁOJĆ 1992).

W związku z powyższym wydaje się, iż w Polsce pierwszym krokiem, jeszcze przed podjęciem jakichkolwiek rozwiązań prawno-administracyjnych,

powinna być inwentaryzacja stanu restytucji i rehabilitacji w naszym kraju. Inwentaryzacja ta powinna przynieść odpowiedź na podstawowe pytania:

- ile gatunków roślin i zwierząt objęto tą metodą ochrony lub zwiększania liczby i liczebności populacji gatunków chronionych i zagrożonych,
- jaki jest zakres przestrzenny i czasokres działań,
- czy działania te są prowadzone pod nadzorem specjalistów,
- jakie osiągnięto dotąd efekty.

Odpowiedź na powyższe pytania nie zamyka zagadnienia. Równolegle do działań ochrony przyrody prowadzi się podobne zabiegi w leśnictwie, łowiectwie, rybołówstwie i wędkarstwie, a także w rolnictwie (restytucja i reintrodukcja dzikich lub zanikających ras i odmian roślin i zwierząt).

Inwentaryzacja pomoże ocenić jak duże jest w Polsce zaangażowanie w tę formę ochrony oraz jakie kroki należy podjąć najszybciej dla uregulowania chaotycznych i nieskoordynowanych działań. W tym celu należy przygotować odpowiednią ankietę oraz komputerową bazę danych. W Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie wersja robocza takiej bazy danych jest już przygotowana (bliższe informacje na jej temat można uzyskać pod adresem internetowym noadamsk@cyf-kr.edu.pl).

III. 4. 2. Oszacowanie statusu zagrożenia gatunków, oficjalna (zgodna z wymogami ustawy lub rozporządzenia) rejestracja gatunków zagrożonych oraz selekcja gatunków do rehabilitacji.

W tym celu należy ponownie przygotować czerwone listy roślin i zwierząt uwzględniając nowe kryteria oceny zagrożenia przyjęte przez IUCN (GŁOWACIŃSKI 1997). Zarys programu szacowania statusu zagrożenia gatunków przedstawia rysunek (Ryc. 6).

Specjaliści IUCN zwracają uwagę, iż szacowanie zagrożenia gatunków i wprowadzanie ich na listy poszczególnych kategorii jest przedsięwzięciem wymagającym szczególnej ostrożności. Dlatego też niedopuszczalne jest preparation nowych list statusu zagrożenia gatunków wyłącznie w warunkach kameralnych w oparciu o stare kryteria, nieodpowiedzialnym działaniem jest również „entuzjastyczne” masowe wpisywanie gatunków na listę np. krytycznie zagrożonych. To „zemści się” przy podziale ograniczonych środków na restytucję gatunków wymagających pomocy. Te z nich, które rzeczywiście wymagają szybkiej interwencji mogą się jej nie doczekać z powodu braku środków.

Po utworzeniu list gatunków zagrożonych kolejnym krokiem jest ich krytyczna rewizja pod kątem rzeczywistych potrzeb restytucji. Specjaliści sugerują aby utworzyć listę szczególnych priorytetów i listę rezerwową. Te które znajdują się na liście szczególnych priorytetów muszą mieć zabezpieczone środki na restytucję. Istnieją próby indeksowania priorytetów, gdzie sumuje

się poszczególne elementy waloryzacji gatunku do restytucji (MACHADO 1997): np. stopień zagrożenia 2–3 pkt., podgatunek/gatunek 0,5–1 pkt., gatunki osłonowe 1–2 pkt., gatunki kluczowe 1 pkt., gatunki skupiające szczególną uwagę (charyzmatyczne) 0,5 pkt., poziom endemizmu 1–1,5 pkt., duże prawdopodobieństwo sukcesu 1 pkt., gatunki o negatywnym odbiorze społecznym (konfliktogenne) – 0,5 pkt. Taki wskaźnik oceniający priorytet restytucji może osiągnąć maksymalnie 10 punktów.

W poszczególnych krajach, takich jak np. Polska istotnym elementem wskaźnika powinna być dodatkowo odpowiedzialność naszego kraju za przetrwanie gatunku. Endemity występujące wyłącznie u nas powinny uzyskać największą ilość punktów. Gatunki, które w Polsce posiadają istotny procent światowej populacji, powinny być również wyżej oceniane niż inne.

III. 4. 3. Plan rehabilitacji i jego realizacja.

W tej dziedzinie proponuje się podział planu na kilka elementów:

- Program rehabilitacji gatunku,
- Plan działania,
- Projekt rehabilitacji jako realizacja i wdrożenie planu działania.

Kiedy już wiemy jakie gatunki powinniśmy poddać rehabilitacji (znalazły się na liście priorytetów) przygotowujemy generalny program dla wszystkich. Program obejmie nie tylko plany działania i projekty rehabilitacji, ale i wybór zespołów planu, udział w realizacji planów czynników społecznych, w tym i nagłaśnianie projektów dla zdobycia nań funduszy, a także przygotowawcze badania pozwalające na oszacowanie składowych i czynników mających wpływ na szanse rehabilitacji określonego gatunku. Badania powinny być możliwie krótkie i odpowiedzieć na konkretne pytania postawione w programie, np. określenie i ranking czynników odpowiedzialnych za zagrożenie gatunku.

Ponieważ plan rehabilitacji gatunku jest swego rodzaju pomostem między imaginacją teorii a realiami praktyki, powinno w nim wziąć udział wielu specjalistów, zarówno teoretyków jak i praktyków, reprezentujących biologię, ekologię, zagadnienia ochrony, łagodzenie konfliktów, a także inne problemy organizacyjno-prawne. Dobrze jest aby liderem grupy była osoba w jakiś sposób wyznaczona przez administrację ochrony przyrody.

Grupa ta przygotowuje konkretny projekt realizacyjny (może go też realizować) obejmujący wszystkie elementy rehabilitacji:

1. Założenie wielu populacji rozmieszczonych tak, żeby możliwe były migracje między nimi;
2. Zatrzymanie działania lub odsunięcie znanych czynników zagrożenia gatunku prowadzących do spadku liczebności jego populacji i ekstynkcji;

3. Osiągnięcie takiego tempa przyrostu (rocznego) populacji, który powoduje jej oddalenie od zagrożenia ekstynkcją z powodu działania losowych czynników demograficznych i środowiskowych.

Projekt realizacyjny dla ułatwienia jego implementacji powinien być podzielony na szereg drobnych działań (zadań) zarówno tematycznych jak i czasowych, z realizacji których zespół projektu powinien być systematycznie rozliczany. W działaniach tych też powinno się wyznaczać priorytety np.:

1. Działania niezbędne dla zapobieżenia ekstynkcji;
2. Działania zapobiegające dalszym spadkom liczebności populacji;
3. Inne działania niezbędne dla osiągnięcia pełnej rehabilitacji.

III. 4. 4. Monitoring statusu gatunku po zakończeniu realizacji planu rehabilitacji dla upewnienia się, że gatunek trwale oddalił się od zagrożenia ekstynkcją.

Po udanym zakończeniu programu rehabilitacji gatunku i uznaniu przez niezależnych ekspertów, że gatunek znalazł się w niższej kategorii zagrożenia (np. VU lub LR) niezwykle ważnym zadaniem jest upewnienie się, że uzyskane osiągnięcie jest trwałe. W tym celu proponuje się aby przez pewien czas objąć taki gatunek programem monitoringu., tak aby nie doszło do często powtarzanego błędu programów rehabilitacji określanego mianem błędnego koła, wprowadzania na i wyprowadzania z listy gatunków przeznaczonych do rehabilitacji. Monitoring taki powinien obejmować zarówno jego populację jak i możliwie pełną ocenę środowiska gatunku.

III. 5. Niezbędna pomoc

W Europie możemy liczyć na pomoc wielu organizacji, w tym przede wszystkim profesjonalną pomoc Komisji Ochrony Gatunków IUCN i odpowiednich agend Unii Europejskiej.

Grupy specjalistów Komisji Ochrony gatunków IUCN są dostępne w sieci internetu (np. strona <http://www.cbsg.org>), ponadto materiały doradcze Komisji dla rehabilitacji i reintrodukcji gatunków można również znaleźć w internecie pod innym adresem (<http://www.rbgkew.org.uk/conservation/RSGguidelines.html>). IUCN oferuje też zainteresowanym program komputerowy „Vortex” (są też i inne aktualnie) dla analizy żywotności populacji (PVA) poprzez Grupę Specjalistów Hodowli Zamkniętej (Captive Breeding Specialist Group) Komisji Ochrony Gatunków.

Unia Europejska przygotowuje odpowiednie rekomendacje i materiały doradcze. Cytowany w niniejszym opracowaniu materiał doradczy dla programów i planów rehabilitacji zagrożonych gatunków, opracowany przez MACHADO (1997), powstał na zlecenie UE we współpracy z Rekomendacjami nr 43/1995, 48/1995 i 51/1996 Stałego Komitetu Konwencji Berneńskiej.

III. 6. Niezbędne uściślenia prawno-administracyjne

W celu ujednoczenia zasad programów i projektów restytucji gatunków w Polsce oraz dostosowania ich do standardów europejskich powinno się przyjąć w naszym kraju następujące rozwiązania organizacyjne i prawno-administracyjne:

1. Przygotowanie przez Ministra OŚZNiL rozporządzenia uściślającego zasady i tryb postępowania przy restytucji gatunków roślin i zwierząt;
2. Powołanie jednostki administracyjnej w MOŚZNiL monitorującej wszystkie prowadzone programy restytucji gatunków w Polsce;
3. Konieczność utworzenia krajowych i regionalnych list gatunków roślin i zwierząt potencjalnie wyznaczonych do restytucji;
4. Konieczność powołania zespołu eksperckiego w ramach PROP (lub w innej formie) opiniującego wszystkie programy restytucji gatunków w Polsce.

SUMMARY

Strict species protection in Poland involves about 100 insect species. Our list of critically threatened and vulnerable species is probably ten times bigger. Ecological theory prepared background to active species conservation, in particular species recovery programmes for small and quickly vanishing populations, which were implemented into the conservation practice. Species recovery programmes include preparation of PVA and other elements of recovery projects.

Based on the Habitat Directive of the European Union, a general frame of recovery programme was prepared, as a recommendation for particular countries and organizations. Poland being an accessive country to EU should prepare its administration and law to this general frame. The question was discussed based on an example of recovery programme for the apollo butterfly, *Parnassius apollo frankenbergeri* SLABY, 1955 in the Pieniny National Park.

PIŚMIENNICTWO

ADAMSKI P., WITKOWSKI Z., 1999: Monitoring of local population of the apollo butterfly in the Pieniny Mountains as an example of LTER. [W:] Long Term Ecological Research, examples, methods, perspectives for Central Europe. Proc. ILTER Regional Workshop, 16–18 September, Mądralin, Poland, International Centre of Ecology, PAS and US LTER Network Office. Dziekanów Leśny: 137-141.

BIDERMAN A. W., WIŚNIEWSKI B. (red.), 1993: Utrzymanie i restytucja ginących gatunków roślin i zwierząt w parkach narodowych i rezerwach przyrody. Prądnik, Suppl.(1993): 1-134.

- DEMPSTER J. P., 1991: Fragmentation, Isolation, and Mobility of Insect Populations. [W:] N. M. COLLINS, J. A. THOMAS (red.): The conservation of insects and their habitats. Academic Press, London: 143-153.
- DEN BOER P. J., 1981: On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, **50**: 39-53.
- DEN BOER P. J., 1990: The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. *Biol. Conserv.*, **54**: 175-192.
- DOAK D. F., MILLS L. S., 1994: A useful role for theory in conservation. *Ecology*, **75**, 3: 615-625.
- HANSKI I., 1991: Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biol. J. Lin. Soc.*, **42**: 17-38.
- HANSKI I., GILPIN M. E., 1997: *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego. 512 ss.
- HARRISON S., 1991: Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Lin. Soc.*, **42**: 73-88.
- GŁOWACIŃSKI Z., BIENIEK M., DYDUCH A., GERTYCHOWA R., JAKUBIEC Z., KOSIOR A., ZEMANEK M., 1980: Stan fauny kręgowców i wybtanych bezkręgowców Polski – wykaz gatunków, ich występowanie, zagrożenie i status ochronny. *Studia Naturae*, **A**, **21**: 1-163.
- GŁOWACIŃSKI Z., 1993: Warunki dopuszczania gatunków do introdukcji lub reintrodukcji w parkach narodowych i rezerwach przyrody (spojrzenie zoologa). [W:] A. BIDERMAN, B. WIŚNIEWSKI, (red.): Utrzymanie i restytucja ginących gatunków roślin i zwierząt w parkach narodowych i rezerwach przyrody. *Prądnik, Suppl.*: 19-26.
- GŁOWACIŃSKI Z., 1997: Nowe kategorie IUCN/WCU dla gatunków zagrożonych i ginących. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, **53**, 1: 60-66.
- MAC ARTHUR R. H., WILSON E. O., 1967: *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press. 203 ss.
- MACE G. M., HUDSON E. J., 1999: Attitudes toward sustainability and extinction. *Conserv. Biol.*, **13**, 2: 242-246.
- MACHADO A., 1997: Guidelines for Action Plans for Animal Species. Workshop on Drafting and Implementing Action Plans for Threatened Species. Berlitz 5-7 June 1997. Council of Europe, Strasbourg: 1-76.
- MALE B., 1995: Recovery action for threatened species – an Australian perspective. *Ibis*, **132** (suppl. 1): 204-208.
- MANGEL M., TIER C., 1994: Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology*, **75**, 3: 607-614.
- MICHALIK S. (red.), 1991: Wymieranie i ochrona zagrożonych gatunków roślin i zwierząt w parkach narodowych i rezerwach przyrody. *Mater. Kolokw. Nauk., Ojców-Pieskowa Skała 5-6 VI 1989. Prądnik, Prace Muz. Szafera*, **3**: 1-257.
- NEW T. R. E., 1995: *Introduction to invertebrate conservation biology*. Oxford Univ. Press, Oxford, New York, Melbourne. 272 ss.

- OLACZEK R. (tłum.), 1985: Światowa Strategia Ochrony Przyrody. Liga Ochrony Przyrody, Warszawa. 158 ss.
- OLACZEK R., TOMIAŁOJC L. (red.), 1992: Czynna ochrona zwierząt. Komitet Ochrony Przyr. PAN, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa. 149 ss.
- SCHEMSKE D. W., HUSBAND B. C., RUCKELSHAUS M. H., GOODWILLIE C., PARKER I. M., BISHOP J. G., 1994: Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, **75**, 3: 584-606.
- SHAFFER M. L., 1990: Minimum viable populations: coping with uncertainty. [W:] M. E. SOULE (red.): Viable populations for conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 69-86.
- SOULE M. E. , WILCOX B. A. (red.), 1980: Conservation biology, an evolutionary ecological perspective. Sinauer Assoc., Sunderland. 314 ss.
- US Fish and Wildlife Service, 1996: Endangered species. A summary of ESA and implementation activities. Esasum, html. [W:] www.fws.gov (Internet).
- WITKOWSKI Z., 1993: Aktywna ochrona gatunków – uwagi o wyborze procedur i technik ochrony. [W:] A. BIDERMAN, B. WIŚNIEWSKI (red.): Utrzymanie i restytucja ginących gatunków roślin i zwierząt w parkach narodowych i rezerwach przyrody. *Prądnik, Suppl.*: 39-53.
- WITKOWSKI Z., 1998: O konieczności uporządkowania prawno-organizacyjnego procesów restytucji i reintrodukcji gatunków w Polsce i dostosowania ich do międzynarodowych standardów. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, **54**, 2: 5-17.
- WITKOWSKI Z., ADAMSKI P., 1996: Decline and rehabilitation of the apollo butterfly *Parnassius apollo* (LINNAEUS, 1758) in the Pieniny National Park (Polish Carpathians). [W:] J. SETTELE, C. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HEINLE (red.): Species survival in fragmented landscapes. Dordrecht: Kluwer Academic Publ.: 7-14.
- WITKOWSKI Z., ADAMSKI P., KOSIOR A., PŁONKA P., 1997: Extinction and reintroduction of *Parnassius apollo* in the Pieniny National Park (Polish Carpathians). *Biologia (Bratisl.)*, **52/2**: 199-208.
- ZARZYCKI K., KAŻMIERCZAKOWA R., 1993: Polska czerwona księga roślin. Instytut Botaniki PAN, Kraków. 310 ss.

