

ALEK RACHWALD

Nietoperze jako wskaźniki stanu środowiska leśnego

Bats as indicators of the condition of the forest environment

ABSTRACT

Rachwald A. 2019. Nietoperze jako wskaźniki stanu środowiska leśnego. Sylwan 163 (3): 228-236. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2018131>.

The article overviews the role of bats in the forest ecosystem (especially the European forest), the impact of environmental pollution on the forest and bats, and the issue of bats indication of the forest environment condition. Existing data on the transfer of pollutants to the environment and between the aquatic and terrestrial environment are reviewed. The water environment is an important receiver of industrial pollution, which then transfer to the terrestrial environment i.a. through insect larvae. Bats as predators hunting for the insects, which undergo part of their life cycle in water (including Diptera: Chironomidae), play an important in this cycle. Another source of bats intoxication are terrestrial insects feeding on plants that transfer toxins that settle on the leaves surface further in the food chain. Bats as predators of the first or even second level store in such a case substances like heavy metals in their bodies. Air pollutants also have a direct impact on forest stands, causing (in zones of strong industrial pollution) the inhibition of tree growth. The result is, among other things, a smaller number of hollows, which in turn is manifested indirectly through weaker settlement by bats (and birds) of these stands. Bats communities inhabiting the forest depend on such factors as the availability of roosting places, the age structure and spatial structure of the stands. All these features (as well as others related to them) are subject to modification through economic forestry, which causes changes in the bat communities. Ecological research of forest bats shows variability of settling of managed stands, as well as diversified species composition, especially smaller presence of typically forest bats connected ecologically with forests (e.g. western barbastelle *Barbastella barbastellus* or lesser noctule *Nyctalus leisleri*), in favor of bats preferring open spaces and built-up areas (serotine bat *Eptesicus serotinus*). This is probably the result of changes in the age and spatial structure of the stand. On the basis of the collected information, it was concluded that bats are a valuable indicator of the condition of the forest environment.

KEY WORDS

bats, indicators, forest management, biodiversity, air pollutions

ADDRESSES

Alek Rachwald – e-mail: a.rachwald@ibles.waw.pl

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

Wstęp

Wpływ człowieka na środowisko przyrodnicze, wynikający z działalności przemysłowej i rozwoju gospodarczego, od dawna stanowi przedmiot zainteresowania nauki. W niektórych krajach, historycznie gęsto zaludnionych czy też pionierskich pod względem rozwoju rolnictwa i przemysłu,

działalność ludzka doprowadziła do wyniszczenia pierwotnych lasów jeszcze w czasach starożytnych (większość krajów basenu Morza Śródziemnego) lub w okresie od średniowiecza do czasów współczesnych (Irlandia, Wielka Brytania) [Roberts i in. 2018]. Późniejszy niż na zachodzie Europy masowy rozwój przemysłu i przejście na paliwa kopalne pozwolił w Polsce na częściowe uchronienie lasów przed wycinaniem na opał dla hut, co np. na Wyspach Brytyjskich miało miejsce już od epoki brązu [Thomson 2013], jednak towarzyszył temu wzrost zanieczyszczenia środowiska wywołany wydobyciem i spalaniem węgla [Lorenz 2005].

Współcześnie niemal wszystkie obszary leśne Europy można uznać przynajmniej za poddane presji (jeśli nie obecnie, to w czasach historycznych), przekształcone lub stworzone od podstaw przez człowieka. Obecnie zalesianie jest działalnością nastawioną nie tylko na bezpośrednie zyski, lecz wynika również z dbałości o zachowanie równowagi środowiska przyrodniczego, a tym samym o dobre warunki rozwoju i stan zdrowia społeczeństwa. Wiązą się z tym plany zwiększania lesistości krajów europejskich [Krajowy... 1995]. Współczesna gospodarka leśna (choć oparta na naukowych podstawach) odbiega od naturalnych procesów występujących w ekosystemie, zaś współczesne lasy gospodarcze różnią się od lasów pierwotnych lub naturalnych. O ile najdawniejsze leśnictwo polegało na eksploatacji, to współczesne jest przyrodniczym kompromisem.

Nietoperze stanowią istotną część ekosystemu, ale rzadko są postrzegane jako typowe zwierzęta związane ze środowiskiem leśnym. Mimo że na obszarze lasu występują licznie, ze względu na utajone życie (nocna aktywność, przebywanie w kryjówkach) nie są zwykle dostrzegane. Nietoperze są sojusznikami leśników, lecz ponieważ ich wpływ na las nie był bezpośrednio zauważalny, rzadko brano go pod uwagę. Większość gatunków nietoperzy jest stosunkowo plastyczna w wyborze środowiska życia, na przykład gatunki pierwotnie związane z formacjami skalnymi obecnie najczęściej wykorzystują zabudowania [Lausen, Barclay 2006], zaś wiele gatunków leśnych potrafiło przystosować się do życia w środowisku polno-leśnym, a nawet na terenach zabudowanych [Bihari 2004; Kubista, Bruckner 2015].

Gospodarka leśna a nietoperze

Do głównych zadań współczesnego wielofunkcyjnego leśnictwa zalicza się ochronę różnorodności biologicznej oraz wspieranie naturalnych procesów zachodzących w ekosystemie leśnym [Rykowski 2010]. W świetle tego stwierdzenia również występowanie nietoperzy stanowi jeden ze wskaźników osiągnięcia istotnych celów działań leśnictwa. Jako jedne z nielicznych drapieżców polujących na nocne owady nietoperze odgrywają w przyrodzie istotną rolę [Puig-Montserrat i in. 2015]. Ponieważ ich pokarmem są między innymi postacie dorosłe owadów, nietoperze mogą być istotnym elementem zachowania równowagi biologicznej w lesie zagospodarowanym [Kalka i in. 2008; Böhm i in. 2011]. Wyposażone w skuteczny system detekcji (echolokacja) są skutecznymi łowcami, zaś ze względu na małe rozmiary ciała i szybki metabolizm mają wyjątkowo duże potrzeby energetyczne (jeden nietoperz w ciągu nocy jest w stanie zjeść ilość owadów porównywalną z masą jego ciała [Fenton 1974]). Skład pokarmu zależy głównie od rozmiarów nietoperza, przede wszystkim zjadane są Diptera (ochotkowate i komary), Lepidoptera (motyle nocne) i Coleoptera (chrząszcze) [Swift i in. 1985; Rydell 1989; Schiel i in. 1991]. Ponieważ nietoperze należą do oportunistów pokarmowych, mogą elastycznie reagować na pojawianie się gradacji poszczególnych gatunków owadów, zmieniając miejsca żerowania i aktywnie redukując liczebność owadów występujących okresowo [Aldridge, Rautenbach 1987; Charbonnier i in. 2014].

Występowanie nietoperzy w ekosystemie lasu strefy umiarkowanej zależy od struktury przestrzennej, wiekowej oraz gatunkowej drzewostanów, przy czym te trzy czynniki są ze sobą powiązane. O występowaniu nietoperzy w drzewostanie decyduje dostępność kryjówek,

odpowiedniej przestrzeni do polowania oraz pokarmu w postaci owadów latających [Racey, Swift 1985; Swift i in. 1985; Thomas 1988; Walsch i in. 1995]. Kryjówki są dla nietoperzy zasobem limitującym [Krzanowski 1961; Ruczyński, Bogdanowicz 2002], a tworzenie się naturalnych dziupli jest długotrwałym procesem [Gibbons i in. 2000; Veski i in. 2008]. Ponieważ lasy Polski i Europy podlegają znacznemu wpływowi działalności ludzkiej, można oczekiwać, że zmienność występowania nietoperzy w lasach może być wynikiem czynników antropogenicznych.

Drzewostany pozbawione kryjówek dostępnych dla nietoperzy mogą być mimo to wykorzystywane jako miejsce żerowania. Aktywność tych ssaków stwierdzano również w drzewostanach pozbawionych drzew dziuplastych [Węgiel i in. 2016]. Niektóre z nich przebywają duże odległości w ciągu nocy i przelot kilku kilometrów pomiędzy starym drzewostanem, w którym znajduje się kolonia, a młodnikiem sosnowym, nad którym ma miejsce masowa rójka owadów, jest możliwy. Nocki duże *Myotis myotis* (gatunek polujący w lasach na biegacze Carabidae) przelatują dystanse rzędu 15 kilometrów [Drescher 2007; Rudolph i in. 2009], zaś mopki *Barbastella barbastellus*, uważane za „krótkodystansowe”, pokonują według niektórych badań około 4,5 km [Russo i in. 2004]. Jak z tego wynika, nawet monokultury leśne mogą być potencjalnie wykorzystane przez nietoperze, pod warunkiem że w odległości dolotu znajdują się stare drzewostany. Obecność nietoperzy stwierdzana zdalnymi metodami (detektory echolokacji) nie przesądza o „wartości” lasu z punktu widzenia tych zwierząt. Niezbędne są informacje, jaka aktywność ma miejsce (żerowanie, przelot czy aktywność socjalna) oraz jakie gatunki nietoperzy występują w jakich zagęszczeniach (wysoka aktywność gatunku synantropijnego vs. niska aktywność gatunku typowego dla lasów). W przypadku oceny jakości lasu jako siedliska nietoperzy takie zagadnienia powinny być przedmiotem wnikliwej analizy, podobnie jak wpływ konkretnych działań i zabiegów stosowanych w gospodarce leśnej (pozostawianie drzew martwych i dziuplastych, rodzaje rębni i przebudowa gatunkowa drzewostanów [Burgieł 2017]). Powinno odbywać się to z uwzględnieniem aktualnej wiedzy przyrodniczej (np. zjawisko tworzenia kolonii przez mopki *B. barbastellus* w martwych świerkach [Kortmann i in. 2018]). Zręby wielkoobszarowe (i generalnie obszary otwarte w lasach) z pozoru są dla nietoperzy korzystne, bowiem z reguły stwierdza się na nich wysoką aktywność tych zwierząt. Jednak występują tam najczęściej gatunki albo tylko częściowo związane ze środowiskiem leśnym, jak borowce wielkie *Nyctalus noctula* i nocki duże *M. myotis*, albo nietoperze, których związek z lasem jest nikły, jak mroczki posrebrzane *Vespertilio murinus* i mroczki późne *Eptesicus serotinus*. Te ostatnie przenikają do drzewostanów z zabudowań, korzystając ze szlaków komunikacyjnych i zrywkowych. Obecność tego gatunku w zespole nietoperzy jest widocznym wskaźnikiem zakłócenia naturalnej struktury przestrzennej lasu.

Zwierzęta jako wskaźniki zanieczyszczenia środowiska

W badaniach stopnia zanieczyszczenia i wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na las najczęściej stosowane są roślinne organizmy wskaźnikowe, takie jak mech *Pleurozium schreiberi* [Grodzińska i in. 1994], a także część wyższych roślin naczyniowych [Dmuchowski, Bytnerowicz 1995]. O ile organizmy roślinne są niezastąpione w procesie uzyskiwania informacji o występowaniu substancji toksycznych pochodzenia przemysłowego na danym terenie, to jednak stanowią one początkowe ogniwo łańcucha kumulacji toksyn w ekosystemie. Dostarczają niezbędnych danych, pozwalających na dużych próbach ocenić imisję na danym terenie, zmienność zjawiska w czasie oraz w gradiencie geograficznym, jednak nie dają informacji na temat dalszej drogi substancji toksycznych i ich wpływu na zwierzęcą część ekosystemu. Substancje toksyczne zgromadzone w roślinach (zwłaszcza w częściach zielnych) nie są w nich uwięzione długo, z jednej bowiem strony są uwalniane do gleby, z drugiej zaś dostają się na wyższe poziomy łańcucha troficznego – najpierw

poprzez zwierzęta roślinożerne (bezkęgowce, ptaki, ssaki), a następnie przez zwierzęta drapieżne. Drapieżcy, będący konsumentami drugiego lub trzeciego rzędu (np. polujący na owady drapieżne lub krwiopijne), są w największym stopniu narażeni na kumulację substancji toksycznych.

Zagadnienie kumulowania się toksyn w ciałach konsumentów wyższego rzędu najlepiej zbadano w środowisku morskim. Martin i Flegal [1975] wykazali, że koncentracja miedzi w tkankach drapieżnej kałamarnicy *Loligo opalescens* była o trzy rzędy wielkości większa niż u mięczaków odżywiających się roślinami i osadami dennymi. Jeden gram wątroby *L. opalescens* zawierał tę samą ilość miedzi, co 11,7 tony wody z zatoki Monterey, w której zwierzęta żyły. Obok miedzi, która odgrywa istotną rolę w metabolizmie zwierząt morskich (synteza hemocyjaniny, odpowiednika hemoglobiny), stwierdzono też wysokie stężenie toksycznych metali (srebra i kadmu). Poszukiwanie zależności pomiędzy stanem środowiska na terenach poddanych presji przemysłowej a występowaniem i kondycją niektórych wyższych zwierząt jest obiecujące zarówno z poznawczego, jak i gospodarczego oraz ochroniarskiego punktu widzenia. W świetle takiego założenia wybór nietoperzy owadożernych jako wskaźnika jest uzasadniony, zwłaszcza jeśli uwzględni się długowieczność tych zwierząt [Sachanowicz, Ciechanowski 2005].

Zagadnienie wpływu i kumulowania się metali ciężkich w ciele zwierząt lądowych nie jest bogato udokumentowane. W okresie wzrostu zainteresowania problemem zanieczyszczenia środowiska – w latach 50. i 60. – w polu uwagi znalazły się w pierwszej kolejności środki ochrony roślin, zwłaszcza pochodne DDT (np. załamanie populacji sokoła wędrownego [Mizera, Sielicki 1995]), co zaowocowało badaniami również na nietoperzach [Clark 1981]. Zjawisko kumulacji metali ciężkich najwcześniej rozpoznano i badano w morskich osadach dennych w związku z intoksykacją ryb i jadalnych mięczaków [Mullin, Riley 1956; Brooks, Rumsby 1965; Martin, Flegal 1975].

Istotnym zagadnieniem związanym z obiegiem toksyn jest transport substancji toksycznych ze środowiska wodnego do lądowego [Nimmo i in. 1971; Larsson 1984; Reinhold i in. 1999]. W ekosystemie morskim ogniwa łańcucha tego transferu stanowią mięczaki odżywiające się detrytusem i filtrujące wodę, następnie ryby i głowonogi, większe ryby, ssaki morskie lub człowiek. Larsson [1984] opisał szczegółowo zjawisko transportu PCB (polichlorobifenyli) z osadów dennych słodkowodnych zbiorników wodnych do środowiska lądowego za pośrednictwem bezkręgowców (Diptera: Chironomidae). Larwy tych zwierząt przebywające w zbiornikach, w których osadziły się substancje toksyczne, wbudowywały PCB w swoje ciała zarówno z osadów dennych, jak i bezpośrednio z wody. Stosunek koncentracji PCB wynosił 0,039-0,114-0,251 µg świeżej masy (odpowiednio: osad-larwy-owady dojrzałe). Wykazano więc, że osady dennie zbiorników śródlądowych nie są zamkniętym „magazynem” toksyn. Osobniki dorosłe wylęgłe z zatrutych larw są zjadane przez drapieżców (ptaki i nietoperze), w których tkanki wbudowują się następnie substancje toksyczne. W przypadku owadów z lądowym stadium larwalnym transfer toksyn odbywa się w podobny sposób, bowiem zanieczyszczenia przemysłowe osadzają się na liściach lub dostają się do roślin poprzez glebę. Liście są zjadane przez larwy owadów lub przez dorosłe owady. Owady są następnie zjadane przez nietoperze i ptaki. Złaszcza u mniejszych gatunków nietoperzy istotnym składnikiem diety są owady krwiopijne [Swift i in. 1985; Schiel i in. 1991], które stadium larwalne przechodzą w zbiornikach wodnych, zaś ich postacie dorosłe występują w środowisku lądowym.

Zagadnienie bezpośredniego toksycznego wpływu substancji pochodzących z zanieczyszczeń powietrza na kręgowce wciąż wymaga przeprowadzenia szczegółowych badań. Llacuna i in. [1993] zbadali ten wpływ dla wybranych gatunków ssaków i ptaków (mysz wielkooka leśna *Apodemus flavicollis*, mysz domowa *Mus musculus*, sikora bogatka *Parus major*). Porównano zmiany

anatomiczne i histologiczne u okazów z próby kontrolnej oraz u poddanych ekspozycji na obszarze o wysokim stopniu zanieczyszczenia powietrza spowodowanym obecnością elektrowni węglowej (Cercs, Katalonia, Hiszpania). Badania mikroskopowe wykazały istnienie zmian w układzie oddechowym zwierząt z zanieczyszczonego obszaru.

Wpływ zanieczyszczenia środowiska na nietoperze

Pierwsze informacje o zatruciu nietoperzy metalami ciężkimi zawiera praca Zooka i in. [1970]. Dotyczy ona zatrucia ołowiem u *Pteropus poliocephalus*, nietoperzy owocożernych żerujących m.in. na plantacjach. Pteropodidae jako zwierzęta roślinożerne są konsumentami I rzędu, a więc możliwy poziom koncentracji substancji szkodliwych w ich ciałach nie jest tak wysoki jak u nietoperzy owadożernych, zatem fakt stwierdzenia u nich wysokich stężeń ołowiu świadczy o wysokiej zawartości tego pierwiastka w pokarmie.

Dalsze publikacje poświęcone zagadnieniu koncentracji metali ciężkich u nietoperzy pojawiły się w latach 90., były to jednak głównie prace cząstkowe. Streit i Nagel [1993] badali transfer metali ciężkich u nietoperzy na drodze laktacji, udowadniając w ten sposób możliwość przenoszenia się toksyn na młode zwierzęta, zanim jeszcze rozpoczną one polowania na owady. Gerell i Gerell-Lundberg [1993] prowadzili badania zmian liczebności nietoperzy na terenach uprzemysłowionych w Szwecji. Jednym z czynników branych pod uwagę była intoksykacja metalami ciężkimi. Dokonano analizy zawartości rtęci i kadmu w wątrobach oraz nerkach nietoperzy i odkryto stężenie, które uznano za wysokie (tab. 1). Autorzy stwierdzili, że ze względu na stężenie metali ciężkich jednym z powodów spadku liczebności tych zwierząt w południowej Szwecji mogą być zanieczyszczenia przemysłowe. W dalszej części pracy poświęcili uwagę zmianom krajobrazu i środowiskowym (w tym niedoborowi kryjówek), wnioskując, że są one głównym czynnikiem wpływającym na spadek liczebności tych zwierząt na badanych terenach. Jest to pierwsza praca w Europie, w której dokonano technicznej analizy zawartości metali ciężkich w ciałach nietoperzy.

Badania Reinholda i in. [1999] poświęcone były zagadnieniu transferu toksyn z osadów dennych do środowiska lądowego za pośrednictwem larw owadów oraz możliwości wpływu tego zjawiska na nietoperze. Badacze wzięli pod uwagę górne 15 centymetrów osadów dennych w zbiornikach wodnych w Holandii. Analizie na zawartość PCB, pestycydów chloroorganicznych i metali ciężkich poddano próbki osadów, larwy Chironomidae, dorosłe osobniki Chironomidae oraz znalezione martwe nietoperze z gatunku *Myotis dasycneme* (6 osobników). Stwierdzono wysoką koncentrację substancji toksycznych w ciałach dwu nietoperzy pozyskanych w punktach o dużym skażeniu i niższą u zwierząt z rejonu stosunkowo niezanieczyszczonego. Na podstawie danych o granicznych poziomach stężenia środków toksycznych dla ssaków [van de Plassche

Tabela 1.

Zawartość [ppm] kadmu (Cd) i rtęci (Hg) w wątrobach (w) i nerkach (n) *Pipistrellus pipistrellus* z okolic Alnarp i Oved (południowa Szwecja) w 1984 roku [Gerell, Gerell-Lundberg 1993]

Content of cadmium (Cd) and mercury (Hg) in the liver (w) and kidneys (n) of *Pipistrellus pipistrellus* from Alnarp and Oved (southern Sweden) in 1984 [Gerell, Gerell-Lundberg 1993]

		N	Cd-w	Cd-n	Hg-w	Hg-n
Alnarp	♂ ♀	15	3,3	4,4	3,2	2,3
Oved	♀	9	0,7	2,1	2,9	4,7
Oved	♂ ♀	8	*	*	3,6	1,9

N – liczba okazów nietoperzy, * – poniżej progu oznaczalności

N – number of specimen, * – below determination threshold

i in. 1991; Romijn i in. 1993] autorzy stwierdzili, że u żadnego z osobników badanych w Biesbosch niebezpieczny poziom zawartości chloroorganików i metali ciężkich nie został przekroczony. Jednak w przypadku PCB stwierdzone stężenia przekraczały poziom uznany za niebezpieczny dla reprodukcji norki amerykańskiej *Mustela vison* [Kihlström i in. 1992]. Przy założeniu zbliżonej wrażliwości u nietoperzy można oczekiwać negatywnego wpływu kumulacji PCB na populację tych ssaków.

W pracy Rachwałda i in. [2004] na materiale z pięciu wybranych powierzchni badawczych zlokalizowanych na terenie Polski w borach świeżych (sosna 80-100 lat) dokonano porównania względnych zagęszczeń nietoperzy w gradiencie zanieczyszczenia powietrza. Wyniki pracy ujawniają istnienie istotnych różnic w zagęszczeniu i różnorodności gatunkowej tych zwierząt pomiędzy powierzchniami i sugerują istnienie związku pomiędzy tym zjawiskiem a zanieczyszczeniem powietrza pochodzenia przemysłowego. Stwierdzono spadkowy gradient występowania nietoperzy (zarówno zagęszczenia względne, jak i liczby gatunków) od terenów najmniej zanieczyszczonych (Puszcza Białowieska i Kotlina Biebrzy), poprzez średnio zanieczyszczone (Bory Tucholskie i Puszcza Kozienicka), aż do bardzo zanieczyszczonych (Górny Śląsk), co jest sprzeczne z gradientem różnorodności biologicznej nietoperzy oczekiwanym na podstawie zasięgów geograficznych [Sachanowicz, Ciechanowski 2005]. Czynnikiem warunkującym tę sytuację mogłyby być poziom zanieczyszczenia środowiska substancjami emitowanymi przez przemysł w regionie śląskim i bezpośrednia intoksykacja zwierząt. Mogą o tym świadczyć dane na temat toksycznego wpływu metali ciężkich i generalnie zanieczyszczeń chemicznych na kręgowce [Clark, Stafford 1981; Dirksen i in. 1991; Llacuna i in. 1993]. Istnieją jednak przesłanki, aby sądzić, że ta hipoteza nie wyczerpuje zagadnienia wpływu emisji przemysłowych na nietoperze w środowisku leśnym. Liczba potencjalnych kryjówek (dziupli, szczelin i martwych drzew) pozostaje w ścisłym związku z wiekiem drzew, składem gatunkowym drzewostanu oraz z gospodarką leśną na danym obszarze (pozostawianie albo usuwanie drzew martwych lub chorych, ewentualnie usuwanie drzew zawierających dziuple jako potencjalnie chorych lub nieistotnych gospodarcho). Ponieważ wpływ emisji przemysłowych na las przejawia się między innymi w zahamowaniu wzrostu drzew [Falencka-Jabłońska 2015], w drzewostanach poddanych silnej wieloletniej presji zanieczyszczeń powietrza będzie również mniej dziupli, bowiem tego typu naturalne kryjówki tworzą się zwykle w drzewach powyżej pewnych rozmiarów [Czeszczewik, Wałankiewicz 2016]. Zatem w drzewostanach na obszarach, gdzie poziom zanieczyszczenia powietrza będzie bardzo wysoki, dziuple będą powstawały później niż w drzewostanach na terenach niezanieczyszczonych. Splot dodatkowych czynników (usuwanie drzew, niedobór ptaków będących dziuplakami pierwotnymi) może spowodować, że dziuple mogą nie powstawać wcale.

Tę hipotezę może potwierdzać porównanie liczby drzew z otworami i drzew martwych pomiędzy powierzchniami w lasach gospodarczych na terenie Puszczy Białowieskiej i Górnego Śląska. Wybrane do porównań powierzchnie zlokalizowano w borach świeżych z dominacją *Pinus sylvestris*, o jednakowym wieku około 70-100 lat, na terenach nadleśnictw Świerkianiec (Górny Śląsk) oraz Hajnówka, Białowieża i Browek (Puszcza Białowieska). Na powierzchniach badawczych na Górnym Śląsku stwierdzono mniej drzew z otworami niż na powierzchniach w drzewostanach Puszczy Białowieskiej, przy czym na dwu z trzech kontrolowanych powierzchni nie stwierdzono ich w ogóle (tab. 2).

Nietoperze jako wskaźnik stanu środowiska leśnego

Nietoperze są czynnikiem stabilizującym populację owadów w lasach i ich rola jest istotna zarówno dla równowagi ekologicznej, jak i gospodarki leśnej. W typowych lasach gospodarczych

Tabela 2.

Zagęszczenie [N/10 ha] martwych drzew oraz drzew z dziuplami na terenie lasu zagospodarowanego Puszczy Białowieskiej (1-3) i Górnego Śląska (4-6) [Rachwałd i in. 2004]

Concentration [N/10 ha] of dead trees and trees with hollows in the managed forest in the Białowieża Forest (1-3) and the Upper Silesia (4-6) [Rachwałd et al. 2004]

	1	2	3	4	5	6
Martwe stojące Dead standing	158,1	149,6	58,3	18,98	3,0	57,4
Z otworami With tree hollows	66,2	27,2	58,2	6,0	0,0	0,0
Ze szczelinami With crevices	84,5	61,2	77,66	6,0	0,0	0,0

nietoperze mogą być zagrożone przez wpływ czynników, wśród których znajdują się zmiany struktury drzewostanów oraz zanieczyszczenie środowiska emisjami przemysłowymi. Oba te czynniki wpływają na te ssaki zarówno bezpośrednio, jak i pośrednio, modyfikując skład gatunkowy zespołu oraz zagęszczenia. Co za tym idzie, nietoperze mogą być uznane za wskaźnik stopnia przekształcenia ekosystemu leśnego (czyli tego, jak odbiega on od wzorca, za jaki można uznać las naturalny [Brzeziecki 2014]).

W Polsce występują gatunki nietoperzy ściśle związane z lasami (zwłaszcza mopek *Barbastella barbastellus* i nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*), gatunki okresowo wykorzystujące środowisko leśne (np. borowiec wielki *Nyctalus noctula*, mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus*, nocek duży *Myotis myotis*) oraz nietoperze bardzo słabo związane z lasem (np. mroczek późny *E. serotinus*). Obecność każdego z nich w odmienny sposób charakteryzuje dany obszar leśny. Związek nietoperzy ze środowiskiem leśnym jest w Europie zmienny geograficznie. Borowiec wielki *N. noctula*, gatunek w Polsce kojarzony z lasami, w Holandii i Skandynawii występuje na otwartych terenach rolniczych. Podobnie jest z borowiaczkiem (*N. leisleri*), pospolitym w Irlandii pozbawionej obszarów leśnych. Tam gdzie wpływ ludzkiego osadnictwa i gospodarki trwał najdłużej (krajobraz kulturowy), preferencje nietoperzy będą najbardziej odbiegać od wyjściowych, co wynika z przystosowania. Zjawisko dostosowania do warunków życia w antropocenie dotyczy wielu grup organizmów [Maklakov i in. 2011; Burel i in. 2013] i świadczy o ich plastyczności ekologicznej.

Wnioski

- ✦ Nietoperze leśne są podatne na wpływ zarówno zmian wprowadzanych w lasach przez zabiegi gospodarcze (hodowlane), jak i zanieczyszczenia środowiska.
- ✦ Zarówno wpływ zanieczyszczenia powietrza (ograniczenie wzrostu drzew, intoksykacja), jak i sposobu gospodarowania (zmniejszenie liczby drzew martwych i dziuplastych, zmiany w strukturze drzewostanów) mogą przyczynić się do pogorszenia warunków występowania niektórych zwierząt związanych ze środowiskiem leśnym, w tym nietoperzy.
- ✦ Sytuację w takich lasach, jak na terenie Górnego Śląska można określić jako tworzenie się sztucznego uproszczonego ekosystemu, w którym nie ma miejsca na pewne grupy zwierząt. Zaliczyć do nich można nietoperze, niektóre gatunki ptaków, prawdopodobnie też inne kręgowce i bezkręgowce.
- ✦ Występowanie nietoperzy może potencjalnie stanowić użyteczny wskaźnik stanu środowiska leśnego.

Literatura

- Aldridge H. D. J. N., Rautenbach I. L. 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. *Journal of Animal Ecology* 56 (3): 763-778.
- Bihari Z. 2004. The roost preference of *Nyctalus noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in summer and the ecological background of their urbanization. *Mammalia* 68 (4): 329-336.
- Böhm S. M., Wells K., Kalko E. K. V. 2011. Top-Down Control of Herbivory by Birds and Bats in the Canopy of Temperate Broad-Leaved Oaks (*Quercus robur*). *PLoS ONE* 6 (4): e17857.
- Brooks R. B., Rumsby M. F. 1965. The biochemistry of trace element uptake by some New Zealand bivalves. *Limnol. Oceanogr.* 10: 521-527.
- Brzeziecki B. 2014. Rola lasów naturalnych jako wzorca dla lasów zagospodarowanych (wielofunkcyjnych). VI Sesja Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL „Przyrodnicze, społeczne i gospodarcze uwarunkowania oraz cele i metody hodowli lasu”. 18-20 marca 2014, Sękocin Stary.
- Burel F., Aviron A., Baudry J., Le Féon V., Vasseur C. 2013. The structure and dynamics of agricultural landscapes as drivers of biodiversity. *Landscape Ecology for Sustainable Environment and Culture* 14: 285-308.
- Burgieł P. 2017. Wpływ leśnych zabiegów hodowlanych na nietoperze. *Sylvan* 161 (9): 738-747.
- Charbonnier Y., Barbaro L., Theillout A., Jactel H. 2014. Numerical and Functional Responses of Forest Bats to a Major Insect Pest in Pine Plantations. *PLoS ONE* 9 (10): e109488.
- Clark D. R. Jr. 1981. Bats and environmental contaminants: a review. *Special scientific report. Wildlife* 235.
- Clark D. R., Stafford C. J. 1981. Effects of DDE and PCB (Aroclor 1260) on experimentally poisoned female Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*): lethal brain concentrations. *J. Toxicol. Environ. Health* 7: 925-934.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2016. Ekologia i biologia ptaków Puszczy Białowieskiej z perspektywy czterdziestoletnich badań. *Leś. Pr. Bad.* 77 (4): 332-340.
- Dirksen S., Boudewijn T. J., Slager L. K., Mees M. G. 1991. Breeding success of Cormorants in relation to the contamination of their feeding grounds. W: van Eerden M. R., Zijlstra M. [red.]. *Proceedings workshop 1989 on Cormorants Phalacrocorax carbo*. RWS directie Flevoland. 232-243.
- Dmuchowski W., Bytnerowicz A. 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environ. Pollut.* 87: 87-104.
- Drescher C. 2007. Radiotracking of *Myotis myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) in South Tyrol and implications for its conservation. *Mammalia* 68 (4): 387-395.
- Falencka-Jabłońska M. [red.]. 2015. Wpływ emisji przemysłowych na strukturę lasów i zmiany komponentów środowiska – synteza czterdziestoletnich badań w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. *Prace IBL. Rozprawy i Monografie* 21.
- Fenton M. B. 1974. Feeding ecology of insectivorous bats. *Bios* 45: 3-15.
- Gerell R., Gerell-Lundberg K. 1993. Decline of a bat *Pipistrellus pipistrellus* population in an industrialized area in south Sweden. *Biol. Conserv.* 65: 153-157.
- Gibbons P., Lindenmayer D. B., Barry S. C., Tanton M. T. 2000. Hollow formation in eucalypts from temperate forests in southeastern Australia. *Pacific Conservation Biology* 6: 218-228.
- Grodzińska K., Szarek G., Godzik B., Braniewski S., Charzanowska E. 1994. Mapping air pollution in Poland by measuring heavy metal concentrations in mosses. W: Solon I in. [red.]. *Climate and atmospheric deposition studies in forests. Conference papers, I.G.S.O. Polish Acad. Sci., Warszawa*. 197-209.
- Kalka M. B., Smith A. R., Kalko E. K. V. 2008. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science* 320: 71.
- Kihlström J. E., Olsson M., Jensen S., Johansson A., Ahlbom J., Bergman A. 1992. Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*). *Ambio* 21: 563-569.
- Kortmann M., Hurst J., Brinkmann R., Heurich M., Silveyra Gonzalez R., Mueller J., Thorn S. 2018. Beauty and the beast: how a bat utilizes forests shaped by outbreaks of an insect pest. *Animal Conservation* 21: 21-30.
- Krajowy program zwiększania lesistości. 1995. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa.
- Krzanowski A. 1961. Wyniki rozwieszenia skrzynek dla nietoperzy w Białowieskim Parku Narodowym. *Chr. Przyr. Ojcz.* 17: 29-32.
- Kubista C. E., Bruckner A. 2015. Importance of urban trees and buildings as daytime roosts for bats. *Biologia* 70 (11): 1545-1552.
- Larsson P. 1984. Transport of PCB from aquatic to terrestrial environments by emerging chironomids. *Environ. Pollut. A* 34: 283-289.
- Lausen U., Barclay R. M. R. 2006. Benefits of living in a building: Big Brown Bats (*Eptesicus fuscus*) in rocks versus buildings. *Journal of Mammalogy* 87 (2): 362-370.
- Llacuna S., Goritz A., Durfort M., Nadel J. 1993. Effects of air pollution on passerine birds and small mammals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 59-66.

- Lorenz U. 2005. Skutki spalania węgla kamiennego dla środowiska przyrodniczego i możliwości ich ograniczania. *Mat. Szkoły Eksploatacji Podziemnej*. Wyd. Instytut GSMiE PAN, Kraków. Sympozyja i Konferencje 64: 97-112.
- Maklakov A., Immler S., Gonzalez-Voyer A., Liljestrand Rönn J., Kolm N. 2011. Brains and the city: Big-brained passerine birds succeed in urban environments. *Biology Letters* 7: 730-732.
- Martin J. F., Flegal A. R. 1975. High copper concentrations in squid livers in association with elevated levels of silver, cadmium and zinc. *Mar. Biol.* 30: 51-55.
- Mizera T., Sielicki J. 1995. The Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Poland – its status and perspectives for reinstatement. *Acta Orn.* 30: 47-52.
- Mullin J. B., Riley J. P. 1956. The occurrence of cadmium in seawater and in marine organisms. *J. Mar. Res.* 15: 103-122.
- Nimmo D. R., Wilson P. D., Blackman R. R., Wilson A. J. 1971. Polychlorinated biphenyl absorbed from sediment by fiddler crabs and pink shrimp. *Nature* 231: 50-52.
- van de Plassche E. J., Lahr J., van der Valk H. J., Everts J. W., Canton J. H. 1991. Afleiding van het maximaal toelaatbaar risiconiveau met betrekking tot doorgiftiging voor een aantal stoffen in het kader van het vaststellen van bijzondere milieukwaliteitsdoelstellingen voor de Noordzee en Waddenzee. Report 679101 001. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Holland.
- Puig-Montserrat X., Torre I., López-Baucells A., Guerrieri E., Monti M. M., Ráfols-García Ruth, Ferrer X., Gisbert D., Flaquera C. 2015. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. *Mammalian Biology* 80: 237-245.
- Racey P. A., Swift S. M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. *J. Anim.Ecol.* 54: 205-215.
- Rachwald A., Wodecka K., Malzahn E., Kluziński L. 2004. Bat activity in coniferous forest areas and the impact of air pollution. *Mammalia* 68: 445-453.
- Reinhold J. O., Hendriks A. J., Slager L. K., Ohm M. 1999. Transfer of microcontaminants from sediment to chironomids, and the risk for Pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera) preying of them. *Aquatic Ecology* 33: 363-376.
- Roberts N., Fyfe R. M., Woodbridge J., Gaillard M.-J., Davis B. A. S., Kaplan J. O., Marquer L., Mazier F., Niewlsen A. B., Sugita S., Trondman A.-K., Leydet M. 2018. Europe's lost forests: a pollen based synthesis for the last 11,000 years. *Nature Scientific Reports* 8 (1).
- Romijn J. A., Coyle E. F., Sidossis L. S., Gastaldelli A., Horowitz J. F., Endert E., Wolfe R. R. 1993. Regulation of endogenous fat and carbohydrate metabolism in relation to exercise intensity and duration. *American Journal of Physiology-Endocrinology and Metabolism* 265 (3): E380-E391.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2002. Factors influencing the selection of roost cavities by bats in the Białowieża Primeval Forest, Eastern Poland. *Bat Res. News* 43: 106.
- Rudolph B.-U., Liegl A., von Helvesen O. 2009. Habitat selection and activity patterns in the Greater mouse-eared bat *Myotis myotis*. *Acta Chiropterologica* 11: 351-361.
- Russo D., Cistrone L., Jones G., Mazzoleni S. 2004. Roost selection by Barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117: 73-81.
- Rydell J. 1989. Food habits of Northern (*Eptesicus nilsoni*) and Brown long-eared (*Plecotus auritus*) bats in Sweden. *Hol. Ecol.* 12: 16-20.
- Rykowski K. 2010. O przebudowie drzewostanów z różnorodnością biologiczną w tle. *Sylwan* 154 (4): 219-233.
- Sachanowicz K., Ciechanowski M. 2005. Nietoperze Polski. Multico, Warszawa.
- Schiel C. B., Mc Aney C. M., Fairley J. S. 1991. Analysis of the diet of Natterer's bat *Myotis nattereri* and the common Long-eared bat *Plecotus auritus* in the West of Ireland. *J. Zool. Lond.* 223: 112-125.
- Stebbing R. 1988. Conservation of European bats. Christopher Helm, London.
- Streit B., Nagel A. 1993. Heavy metals transfer by lactation in a bat colony. *Fresenius Environ. Bull.* 2 (3): 168-173.
- Swift S. M., Racey P. A., Avery M. I. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* during pregnancy and lactation. II. Diet. *J. Anim. Ecol.* 54: 217-225.
- Thomas D. 1988. The distribution of bats in different ages of Douglas-fir forests. *J. Wildl. Manage.* 52: 619-626.
- Thomson H. 2013. The green road into the trees. Windmill Books, London.
- Vesk P., Nolan R., Thomson J. W., Dorrrough J. W., Mac Nally R. 2008. Time lags in the provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141: 174-186.
- Walsch A. L., Harris S., Hutson A. M. 1995. Abundance and habitat selection of foraging vespertilionid bats in Britain: a landscape-scale approach. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 67: 325-344.
- Węgiel A., Grzywiński W., Ciechanowski M., Jaros R., Kmiecik A., Kmiecik P., Węgiel J. 2016. Aktywność zerowiskowa nietoperzy w różnych fazach rozwojowych drzewostanów sosny zwyczajnej. *Sylwan* 160 (9): 767-776.
- Zook B. C., Sauer R. M., Garner F. M. 1970. Lead poisoning in Australian fruit bats (*Pteropus poliocephalus*). *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 157 (5): 691-694.