

Włodzimierz Meissner

Pracownia Ekofizjologii Ptaków
Katedry Ekologii i Zoologii Kręgowców
Uniwersytetu Gdańskiego
Al. Legionów 9
80-441 Gdańsk
e-mail: biowm@univ.gda.pl

**Ptaki jako ofiary
zanieczyszczeń mórz ropą
i jej pochodnymi**
Birds as victims
of marine oil pollution**1. Wstęp**

Pierwsze opublikowane doniesienia o zwiększonej śmiertelności ptaków wodnych na skutek zanieczyszczeń ropą naftową wód morskich pochodzą z Holandii i Wielkiej Brytanii z przełomu XIX i XX wieku (Camphuysen i van Franeker 1992). Powstało nawet pojęcie „zaraza oliwna”, które wprawdzie merytorycznie nie jest poprawne, lecz doskonale obrazuje masowe ginięcie ptaków wodnych w wyniku kontaktu z plamą ropy. W Polsce na zjawisko to zwrócono uwagę w latach 50. ubiegłego wieku (Mierzwiński 1955, Noskiewicz 1958), a regularne badania obejmujące znaczną część naszego wybrzeża zapoczątkowano w latach 70. (Górski i in. 1976). Obecnie stały monitoring prowadzony jest jedynie w zachodniej części Zatoki Gdańskiej, a ostatnie liczenie martwych ptaków wzdłuż całej polskiej linii brzegowej miało miejsce w sezonie 1998/1999 (Meissner i in. 2001).

Celem niniejszej publikacji jest podsumowanie stanu wiedzy na temat zagrożeń, jakie niosą dla ptaków zanieczyszczenia ropopochodne rozlane w środowisku morskim oraz przedstawienie możliwości oceny ilości i miejsc powstawania takich zanieczyszczeń na podstawie analizy liczebności i składu gatunkowego ptaków będących ich ofiarami.

2. Charakterystyka substancji ropopochodnych

Skład zanieczyszczeń olejowych, które trafiają do środowiska morskiego, jest zróżnicowany. Najczęściej jest to ropa naftowa i jej pochodne, takie jak paliwa i smary. Różne fizyczne i chemiczne właściwości ropy naftowej oraz jej produktów mają kluczowe znaczenie dla następstw rozlewu w środowisku morskim i powodują, że niektóre produkty ropopochodne są znacznie bardziej szkodliwe dla środowiska niż inne (Nelson-Smith 1970, API 1999).

Ropa i większość produktów ropopochodnych jest lżejsza od wody i po dostaniu się do środowiska morskiego utrzymuje się na powierzchni, dzięki czemu lekkie (małocząsteczkowe) frakcje dość szybko parują. Intensywność tego procesu zależy

od temperatury wody i powietrza. W ciepłych morzach i przy silnym wietrze proces ten zachodzi szybciej, przez co mniej toksycznych związków krócej pozostających w środowisku morskim trafia do łańcuchów pokarmowych (Neff 1990, API 1999). Oszacowano, że po katastrofie tankowca *Torrey Canyon* do atmosfery wyparowało około 1/3 rozlanej ropy (Brunnock i in. 1968).

Plama ropy rozprzestrzenia się bardzo szybko, tworząc tak cienką warstwę, że 1 litr, w zależności od jej składu, może pokryć powierzchnię od 1 do 10 tys. m² (Nelson-Smith 1970). Plama taka dryfuje zgodnie z kierunkiem wiatru oraz prądów morskich i może osiadać na brzegu. W jej obrębie falowanie jest mniejsze, co zachęca ptaki do siadania właśnie w takim miejscu (Feren s 1952). Latem w klimacie umiarkowanym po 2 tygodniach z ropy dryfującej po morzu pozostaje 50% jej początkowej objętości, natomiast w Arktyce rozlana ropa może zanikać kilkanaście lub nawet kilkadziesiąt lat (Schachter i Serwer 1971). Rozlana ropa podlega także procesowi emulgacji. Na skutek falowania i w zależności od różnych czynników powstaje emulsja ropy w wodzie lub wody w ropie. Emulsja wody w ropie jest niezwykle trwała i może utrzymywać się nawet ponad rok. Cięższe frakcje ropy osiadają na dnie i w strefie litoralu mogą być połknięte przez ptaki wraz z małżami, które stanowią główny składnik pokarmu, m.in. wszystkich kaczek morskich. Należy też dodać, że niewielka ilość ropy rozpuszcza się w wodzie, a część ulega biodegradacji (Nelson-Smith 1970). Małże wydalają węglowodory, które dostały się do ich układu pokarmowego razem z innymi cząstkami w postaci pseudofekalii. Zjawisko to prowadzi do akumulacji toksycznych związków i ma duże znaczenie w późniejszej ich biodegradacji (Reeders i Bij de Vaate 1992, Roper i in. 1994). Wiele gatunków bakterii, np. z rodzaju *Pseudomonas*, metabolizuje niektóre węglowodory do dwutlenku węgla i wody (ZoBell 1964). Tempo biodegradacji zależy w dużym stopniu od temperatury wody. W wyższych temperaturach proces ten zachodzi szybciej.

W latach 1978–1997 rozlewy o objętości powyżej 0,17 tony, pochodzące ze statków, stanowiły ponad 64% wszystkich rozlewów substancji ropopochodnych trafiających do środowiska morskiego, szacowanych w sumie na 701 tys. ton (Schmidt Etkin 1999). Ilość zanieczyszczeń tego typu pochodzących ze statków stale się zmniejsza, lecz w ciągu ostatnich 30 lat ponad dwukrotnie wzrosła ilość ropy wyciekająca do mórz z rurociągów i różnego rodzaju instalacji brzegowych (Etkin 2001).

3. Wpływ substancji ropopochodnych na ptaki

Ropa i jej pochodne łatwo osadzają się na piórach, niszcząc warstwę izolacyjną upierzenia, przez co organizm ptaka ulega szybkiemu wychłodzeniu. Zabrudzony ptak odruchowo próbuje oczyścić i zaimpregnować upierzenie wydzieliną gruczo-

łu kuprowego. Podczas tej czynności zanieczyszczenia przenoszone są za pomocą dzioba do jamy gębowej. Połknięta ropa staje się przyczyną nieżyty całego przewodu pokarmowego. Zlepione zostają kosmki jelitowe, przez co zaburzeniu ulega wchłanianie pokarmu. Wychłodzenie organizmu pociąga za sobą wzrost wydatków energetycznych, których z powodu upośledzenia funkcji układu pokarmowego ptak nie może zrekompensować przez intensywniejsze żerowanie.

Opary pochodzące z rozlanej ropy są toksyczne i wdychane podrażniają drogi oddechowe oraz płuca. Dochodzi do oparzeń oczu, skóry i błon śluzowych. Benzen, toluen i inne lekkie węglowodory po dostaniu się do płuc szybko przedostają się do krwioobiegu. Część czerwonych krwinek i leukocytów ulega zniszczeniu, zaburzeniu ulegają funkcje układu rozrodczego, systemu immunologicznego, wątroby, śledziony i nerek. Dość często zaburzeniu ulega funkcja gruczołu kuprowego, którego wydzielina impregnuje upierzenie ptaka. W rezultacie osłabienia systemu odpornościowego dochodzi do infekcji bakteryjnych i grzybowych (Friend i Franson 1999, GPA 2004).

Po dużych, nagłaśnianych przez środki masowego przekazu, katastrofach tankowców organizuje się szeroko zakrojone akcje zbierania i leczenia zabrudzonych ropą ptaków. Zabrudzenia z piór można zmyć za pomocą odpowiednich detergentów, jednak ogólne zatrucie organizmu i nieżyt przewodu pokarmowego powoduje, że ptaki masowo giną w lecznicach lub tuż po ich opuszczeniu (Sharp 1996, Edwards i White 1999). Na 78 nurzyków (*Uria aalge*) tylko dwa przeżyły po rehabilitacji dłużej niż 2 lata, a aż 73 wróciło do lecznic lub zdechło w ciągu 2 miesięcy po wypuszczeniu (Sharp 1996). Pozostałe przy życiu osobniki najczęściej nie odbywają lęgów przez co najmniej 1–2 kolejne sezony rozrodcze (Fry i in. 1986, Anderson i in. 1996). Nie bez znaczenia dla słabej efektywności zabiegów rehabilitacyjnych jest silny stres, jakiemu poddawane są ptaki podczas wielogodzinnego zmywania ropy z upierzenia i długotrwałego przetrzymywania w niewoli.

Badania nad kondycją i przeżywalnością łysek amerykańskich (*Fulica americana*) w niewielkim stopniu zabrudzonych ropą wykazały, że ptaki po zakończonej rehabilitacji cechowała dwukrotnie wyższa śmiertelność niż w przypadku ptaków z grupy kontrolnej (Anderson i in. 2000). Te, które przeżyły 2 miesiące miały wciąż wyraźnie niższy poziom hemoglobiny i więcej białych ciałek krwi od osobników niezabrudzonych, a parametry krwi zbliżone do ptaków zdrowych osiągnęły dopiero po około 3,5 miesiąca (Newman i in. 2000).

Kosztowna rehabilitacja zabrudzonych ropą ptaków służy raczej uspokojeniu opinii publicznej, niż przynosi faktyczne skutki. Najwyższe jak dotąd nakłady poniesiono na ratowanie ptaków po katastrofie tankowca *Exxon Valdez* w roku 1989. Wyniosły one aż 41 milionów dolarów (Sharp 1996). W wyniku tej szeroko zakrojonej akcji na wolność wypuszczono 800 ptaków, czyli około połowy z tych, które trafiły do

lecznic i zaledwie około 0,2% dotkniętych katastrofą. Dla porównania koszty czyszczenia wybrzeża w ciągu dwóch pierwszych lat po tej katastrofie wyniosły około 2 miliardów dolarów (Paine i in. 1996). Akcje ratowania pingwinów przyładkowych (*Spheniscus demersus*) po katastrofach tankowców *Apollo Sea* i *Treasure* w latach 1994 i 2000 kosztowały odpowiednio 589 tysięcy i 1 459 tysięcy dolarów, czyli około 100 dolarów w przeliczeniu na jednego wypuszczonego po rehabilitacji ptaka (Nel i Whittington 2003). Tak wysokie koszty i brak odpowiedniego zaplecza powodują, że w niektórych krajach nie próbuje się ratować zabrudzonych ropą ptaków, tylko dobija konające na plażach osobniki (Joensen 1972, Pehrsson 1980).

Istnieją przykłady skutecznej rehabilitacji, lecz dotyczą one jak dotąd tylko jednego gatunku – pingwina przyładkowego. Katastrofami tankowców *Apollo Sea* i *Treasure* u wybrzeży Afryki Południowej dotkniętych zostało odpowiednio ponad 10 tysięcy i ponad 19 tysięcy ptaków (Crawford i in. 2000). W pierwszym przypadku około połowa zdechła podczas transportu do lecznic, a pozostałe zostały wypuszczone na wolność po krótkotrwałej rehabilitacji. Po 5 latach aż 73% z nich zaobserwowano w koloniach lęgowych (Underhill i in. 2001). Po awarii tankowca *Treasure* poza pingwinami, które trafiły do lecznic, około 19,5 tysiąca zdrowych ptaków zostało wywiezionych i wypuszczonych z dala od miejsc zagrożonych katastrofą. Akcja ratowania pingwinów objęła ponad 20% populacji tego gatunku, szacowanej na 180 tysięcy dorosłych osobników (Crawford i in. 1995). Doświadczenia nabyte podczas ratowania pingwinów dotkniętych podczas pierwszej katastrofy pozwoliły na zminimalizowanie śmiertelności ptaków w niewoli. W trakcie transportu i leczenia zdechło około 1 900 dorosłych pingwinów (Crawford i in. 2000). Po dziesięciu miesiącach około 30% pingwinów wypuszczonych po rehabilitacji i około 50% z ptaków ewakuowanych z terenów zagrożonych zaobserwowano w miejscach skąd je wywieziono (Wolfaardt 2001). Z 65 pingwinów, które zostały zabrudzone ropą dwukrotnie i dwukrotnie przeszły rehabilitację, co najmniej 27 zaobserwowano w koloniach lęgowych, z czego 12 założyło gniazda (Whittington 1999). Dość dobre rezultaty uzyskano też na Tasmanii w przypadku ratowania pingwinów małych (*Eudyptula minor*). Po 20 miesiącach od wypuszczenia, przeżywalność wyniosła od 44 do 59% (Goldsworthy i in. 2000a). Są to wartości wprawdzie niższe od przeciętnych dla tego gatunku, jednak znacznie wyższe niż w przypadku innych gatunków ptaków wodnych, które przeszły rehabilitację (Sharp 1996, Goldsworthy i in. 2000a).

4. Największe katastrofy i ich skutki

Lista katastrof o największej liczbie ofiar wśród ptaków wodnych zamieszczona w tabeli I z pewnością nie jest kompletna. Poza Europą i Ameryką Północną, nawet

w przypadku bardzo dużych wycieków, wielkość strat wśród ptaków zazwyczaj nie jest znana nawet w przybliżeniu. Największe straty wśród ptaków pociągnęły za sobą katastrofy tankowców *Stylis*, *Erika*, *Exxon Valdez* i *Prestige* (tab. I). Trzeba jednak zastrzec, że nie były to największe wycieki ropy z tankowców. Przypadek *Exxon Valdez* na liście katastrof zanotowanych w latach 1967–2003 zajmuje dopiero 35 miejsce (ITOPF 2004). Z tankowca *Torrey Canyon* wypłynęło 3-krotnie więcej ropy, jednak straty wśród ptaków były niewspółmiernie mniejsze. Warto też zwrócić uwagę na porównanie strat szacowanych w przypadku katastrofy barki transportowej *STC 101* u wybrzeży stanu Wirginia i największego do tej pory znanego wycieku ropy do morza, jaki miał miejsce podczas wojny w Kuwejcie. Są one zbliżone, mimo że w tym drugim wypadku wyciek był prawie 1,5 tysiąca razy większy. Jak więc widać, wielkość strat wśród ptaków zależy w dużym stopniu od miejsca i od czasu, w którym wyciek nastąpił. Stosunkowo niewielkie skażenie w miejscu dużych koncentracji ptaków ma z pewnością o wiele poważniejsze następstwa niż duży wylew na akwenie, gdzie ptaki występują nielicznie. Dobrze widać to na przykładzie awarii tankowców w cieśninie Kattegat (tab. I), gdzie znajdują się jedne z najważniejszych zimowisk ptaków wodnych w Europie.

5. Wpływ katastrof na liczebność populacji ptaków

Oszacowanie całkowitych strat wśród ptaków, jakie powstają na skutek zanieczyszczenia mórz substancjami ropopochodnymi, jest niezwykle trudne. Procent martwych ptaków, jaki jest wyrzucany na brzeg, zależy od wielu czynników. Najważniejsze z nich to odległość od brzegu, siła i kierunek wiatru oraz prądów morskich, a także liczebność ptaków, które zginęły od razu po kontakcie z plamą ropy i liczebność ptaków żywych, zabrudzonych ropą, które docierają do brzegu o własnych siłach i dopiero tu zdychają. Wraz ze wzrostem czasu dryfowania po morzu maleje szansa, że ciało martwego ptaka dotrze do brzegu. W różnych rejonach północnego Atlantyku prowadzono badania eksperymentalne polegające na wrzucaniu do morza oznakowanych, martwych ptaków. Na wybrzeżach znajdowano potem od 10 do 40% z nich (Camphuysen 1989). Niekiedy jednak wartości te są znacznie wyższe, tak jak w przypadku katastrofy tankowca *Apex Houston*, gdzie prawdopodobnie aż około 80% ptaków, które znalazły się w strefie rozlewu, zostało później wyrzuconych na brzeg (Page i in.1990). Duża zmienność powyższych czynników powoduje, że matematyczne modele mające na celu oszacowanie całkowitej liczebności martwych ptaków na podstawie liczby zabrudzonych ropą osobników znalezionych na brzegu dotyczą w praktyce tylko konkretnego akwenu i są obarczone dużym błędem (Page i in. 1990).

Tab. I. Katastrofy o największej liczbie ofiar wśród ptaków wodnych po 1967 roku. Wymieniono tylko przypadki, gdy szacowane straty wśród ptaków wodnych przekraczały 10 tys. osobników
Incidents with the greatest number of casualties among birds after 1967. Only accidents with more than 10 thousands of casualties were given

Sprawca (rok), miejsce Offender (year), site	Wielkość wycieku (w tys. ton) Amount of oil (in thousands tons)	Liczba znalezionych ptaków (szacowana wielkość strat wśród ptaków) w tys. Numbers of birds found (estimated number of birds casualties) in thousands	Autor Author
<i>Torrey Canyon</i> (1967), Walia – Wales (UK)	119	7,9 (ca 25)	12
? (1969), Holandia – The Netherlands	?	16,9 (35–41)	21
? (1969), Kattegat (Dania, Szwecja) – Kattegat (Denmark, Sweden)	?	ca 8,5 (ca 15)	13
? (1970), Szkocja – Scotland (UK)	?	11 (ca 50)	8
<i>Arrow + Irving Wale</i> (1970), Nowa Szkocja (Kanada) – New Scotland (Canada)	12	ca 1,5 (ca 12)	16
? (1972), Kattegat (Dania, Szwecja) – Kattegat (Denmark, Sweden)	?	ca 12,8 (20–40)	14
? (1972), Zachodnia Dania – Western Denmark	?	ca 19 (ca 30)	14
? (1976), Olandia (Szwecja) – Oland (Sweden)	0,001	? (ca 60)	9
<i>STC 101</i> (1976), Zat. Chesapeake, Wirginia (USA) – Chesapeake Bay, Virginia (USA)	0,9	8,5 (20–50)	16
<i>Amoco Cadiz</i> (1978), Bretania (Francja) – Bretagne (France)	223	ca 5 (ca 25)	16, 12
<i>Kurdistan</i> (1979), Nowa Funlandia (Kanada) – New Funland (Canada)	7	ca 2,6 (12–25)	16
? (1979), Varangerfjord (Norwegia) – Varangerfjord (Norway)	?	ca 5 (10–20)	1
<i>Thun Tank III</i> (1979), Kattegat (Dania, Szwecja) – (Denmark, Sweden)	0,5	18,3 (ca 50)	2
<i>Stylis</i> (1980), Kattegat (Dania, Szwecja) – (Denmark, Sweden)	0,04	31,9 (100–500)	23, 20
<i>Apex Houston</i> (1986), Kalifornia (USA) – California (USA)	0,095	4,2 (ca 10,6)	17
<i>Nestucca</i> (1988), Greys Harbour, Washington (USA)	0,9	10,3 (30–40)	5, 16
<i>Exxon Valdez</i> (1989), Alaska (USA)	37	ca 36 (350–390)	16, 18
Wojsko irackie Iraqi army (1991), Zatoka Perska – Gulf of Persia	1 220	10,2 (ca 30)	4, 22
<i>Iron Baron</i> (1995), Tasmania (Australia)	0,325	ca 2 (10–20)	7
? (1995), Południowa Szwecja – Southern Sweden	?	ca 13 (?)	24
<i>Sea Empress</i> (1996), Walia – Wales (UK)	72	ca 7 (ca 17)	16, 3

Sprawca (rok), miejsce Offender (year), site	Wielkość wycieku (w tys. ton) Amount of oil (in thousands tons)	Liczba znalezionych ptaków (szacowana wielkość strat wśród ptaków) w tys. Numbers of birds found (estimated number of birds casualties) in thousands	Autor Author
<i>J. Luckenbach</i> (1997), Kalifornia (USA) – California (USA)	1,7	ca 3 (ca 18)	11, 10
<i>Pallas</i> (1998), Morze Wattów (Niemcy) – Waddensee (Germany)	0,224	ca 12 (ca 26)	19
<i>Erika</i> (1999), Zatoka Biskajska (Francja, Hiszpania) – Gulf of Biscaya (France, Spain)	15	ca 65 (120–300)	15
<i>Prestige</i> (2002), Galicja (Hiszpania) – Galicia (Spain)	64	ca 23 (200–300)	6

? Brak danych.

No data.

1 – Barret (1979), 2 – Clausager (1979), 3 – Edwards & White (1999), 4 – Evans *et al.* (1993), 5 – Ford *et al.* (1991), 6 – Garcia (2003), 7 – Goldsworthy *et al.* (2000b), 8 – Greenwood *et al.* (1971), 9 – Hägerkäll Anianson & Hägerkäll (1995), 10 – Hampton *et al.* (2003), 11 – Himes Boor *et al.* (2003), 12 – JNCC (1996), 13 – Joensen (1972), 14 – Joensen & Hansen (1977), 15 – Mustoe (2004), 16 – NOAA (1992), 17 – Page *et al.* (1990), 18 – Piatt *et al.* (1990), 19 – Reineking (1999), 20 – Swedish Coast Guard (2004), 21 – Swennen & Spaans (1970), 22 – Symens & Suhaibani (1993), 23 – Uddén & Åhlund (1984), 24 – Vaitkus *et al.* (1995).

Wpływ śmiertelności ptaków wodnych na skutek zanieczyszczeń olejowych na liczebność populacji lęgowych jest również trudny do oceny. Spadki liczebności rzędu kilku procent u ptaków gnieźdzących się w dużych koloniach w praktyce są niewykrywalne, ponieważ mieszczą się w granicach błędu oceny liczebności danej populacji (Stowe 1982). Ocena ta jest jeszcze trudniejsza w przypadku gatunków, które lęgną się w rozproszeniu. U ptaków rybożernych obserwuje się gwałtowne fluktuacje liczebności, których przyczyną są zmiany liczebności ryb wokół kolonii lęgowych. Powoduje to, że ewentualny wpływ zanieczyszczeń ropopochodnych na liczebność danej populacji jest trudny do odróżnienia od innych czynników. Jednym z gatunków, u którego próbowano ocenić wpływ podwyższonej śmiertelności na stan populacji lęgowej, była alka (*Alca torda*). W latach 1971–1983, na skutek 119 stosunkowo niewielkich rozlewów ropy wokół Wielkiej Brytanii, zginęło co najmniej 3480 alek (populacja lęgowa na Wyspach Brytyjskich jest szacowana na 145 tys. par). W 1981 roku w wyniku katastrofy greckiego tankowca *Stylis* w cieśninie Kattegat zginęło około 9 500 alek (Anker-Nilssen i Røstad 1981). W tym rejonie zimuje duża część populacji brytyjskiej tego gatunku (Hudson i Mead 1984). W lutym 1983 roku na wybrzeżach Wielkiej Brytanii znaleziono 31 600 martwych alek (Underwood i Stowe 1984), jednak okazało się, że większość z nich padła z głodu (Hope Jones i in. 1984). Wydawać by się mogło, że tak wysoka śmiertelność powinna odbić się na

liczebności populacji tego gatunku, szczególnie tej zasiedlającej Wyspy Brytyjskie. Jednak pomimo intensywnych badań niczego takiego nie stwierdzono (Harris i Walness 1984, Hudson i Mead 1984). Badania modelowe dowodzą, że liczebność kolonii nurników po redukcji liczby ptaków dorosłych o 50% może wrócić do poprzedniego stanu dopiero po 70 latach (Samuels i Lanfear 1982).

6. Ocena stanu czystości akwenów morskich

W okresie powojennym zwiększyło się zainteresowanie problemem śmiertelności ptaków na skutek zanieczyszczeń ropopochodnych. Podejmowano coraz liczniejsze próby określenia skali tego zjawiska. Pojedyncze akcje polegające na liczeniu martwych, zabrudzonych ropą ptaków stopniowo przekształcały się w badania o charakterze monitoringu. Zmienił się też cel tych badań. W ramach monitoringu zrezygnowano z oceny śmiertelności ptaków (wielkości strat) i zaczęto traktować zabrudzone ciała martwych ptaków jako wskaźnik ilości ropy i jej produktów dryfujących po powierzchni danego akwenu.

Początkowo, w celu znalezienia metody oceniającej stopień zanieczyszczenia wód morskich ropą i jej pochodnymi, prowadzono eksperymenty z różnymi przedmiotami wrzucanymi do wody, które później zbierano na brzegu i sprawdzano, czy są zabrudzone substancjami olejowymi. Istnieje kilka warunków koniecznych, by metoda taka była skuteczna:

- 1) ropa musi przylegać do powierzchni przedmiotu dryfującego po morzu;
- 2) dryfujący obiekt musi stosunkowo szybko znaleźć się na brzegu. Przy dłuższym przebywaniu w morzu wzrasta bowiem prawdopodobieństwo kontaktu z plamą ropy, a w monitoringu chodzi o ocenę prawdopodobieństwa napotkania zanieczyszczenia w stosunkowo krótkim czasie;
- 3) liczba obiektów wrzuconych do morza musi być bardzo duża, by statystyczna analiza uzyskanych wyników oparta była na licznej próbie.

Stwierdzono, że najlepszym tego typu obiektem są ptaki. Wystarczy porównać ich przydatność do oceny ilości zanieczyszczeń ropopochodnych z plastikowymi butelkami, które masowo wyrzucane są na brzegi mórz całego świata (Camphuysen i van Franeker 1992). Ropopochodne równie łatwo przyklejają się do upierzenia ptaków, jak i do plastiku. Plastik jednak nie rozkłada się tak szybko jak ciała ptaków, a plastikowe butelki mogą dryfować miesiącami po morzach i są przenoszone przez prądy morskie na znaczne odległości. Dlatego znajdując butelkę ze śladami ropy nie wiadomo, gdzie i kiedy zetknęła się ona z zanieczyszczeniem. Ciała ptaków stosunkowo szybko docierają do brzegu lub toną. Wprawdzie też mogą być przenoszone przez prądy morskie, jednak nie na tak duże odległości jak przedmioty plastikowe.

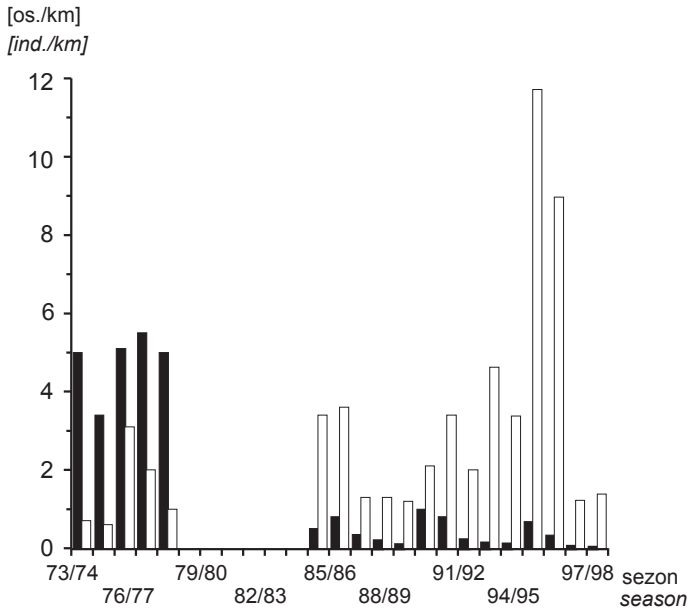
Oznacza to, że miejsce wyrzucenia martwego, zabrudzonego ptaka zazwyczaj nie jest odległe od miejsca jego zetknięcia się z plamą ropy. W przeciwieństwie do plastikowych butelek, rozmieszczenie ptaków na morzu wykazuje pewne prawidłowości. Nury (*Gavia* spp.), alki oraz kaczki morskie w większości przebywają z dala od brzegów, na otwartym morzu. Dominacja tych gatunków wśród ofiar zanieczyszczeń ropopochodnych oznacza, że plama ropy musiała znajdować się w strefie ich licznego występowania. Pośrednio wskazuje to na źródło wycieku znajdujące się z dala od wybrzeży. Łabędzie (*Cygnus* spp.), kaczki z grupy pławic (*Anas* spp.), łyski (*Fulica atra*) oraz wiele gatunków grążyc (*Aythya* spp.) spotyka się wyłącznie bardzo blisko brzegu. Ich obecność wśród martwych, zabrudzonych ropą ptaków wskazuje, że zanieczyszczenie musiało powstać w strefie przybrzeżnej. Mogłoby ono wprawdzie zdryfować z otwartego morza, jednak wtedy wśród zabrudzonych ptaków znajdować się powinny także gatunki gromadzące się z dala od wybrzeży. Nie bez znaczenia dla organizacji tego typu badań jest też fakt, iż znacznie łatwiej jest znaleźć wolontariuszy do patrolowania wybrzeża w poszukiwaniu martwych ptaków, niż do zbierania brudnych plastikowych butelek.

Część ptaków ginie na morzu nie na skutek zatrucia substancjami ropopochodnymi, a ich ciała stykają się z plamami ropy już po śmierci. Fakt ten może mieć jedynie znaczenie dla analiz dotyczących liczby ptaków ginących na skutek zabrudzenia ropą. Dla wyników monitoringu zanieczyszczenia mórz jest zupełnie nieistotne, czy ciało ptaka zostało zabrudzone ropą przed, czy po śmierci, ponieważ głównym założeniem tego typu badań jest określenie szansy (prawdopodobieństwa) zetknięcia się ptaka lub jego ciała z ropą na danym akwenie.

Prawdopodobieństwo, że ciało ptaka zostanie wyrzucone na brzeg w danym miejscu zależy od wielu czynników, takich jak: układ prądów, kierunek i siła wiatru, odległość od brzegu, a także gatunek ptaka. Ciężkie ciała alek (*Alcidae*) toną szybciej niż lekkie ciała mew (*Laridae*), przez co krócej dryfują po powierzchni morza. Nie bez znaczenia jest także obecność mew na danym akwenie, które żywią się m.in. padliną i mogą rozszarpywać ciała ptaków, przyczyniając się do szybszego ich zatonięcia. Żywe, zabrudzone ropą ptaki również chętniej gromadzą się na pewnych odcinkach wybrzeża, gdzie później zdychają. Ciała ptaków wyrzucone na brzeg zazwyczaj nie pozostają tam długo. Mogą być one wynoszone przez padlinożerców, zasypywane piaskiem, zmywane z powrotem do morza, gdzie mogą tonąć (zwłaszcza, gdy są uszkodzone). Na odcinkach plaż miejskich ciała ptaków są usuwane przez służby porządkowe. Ograniczenia te powodują, że nie porównuje się bezpośrednio wyników monitoringu między różnymi rejonami wybrzeża. Pod uwagę bierze się przede wszystkim liczbę znalezionych martwych ptaków oraz udział procentowy osobników zabrudzonych ropą. Uzupełnieniem monitoringu może być analiza chemiczna

związków ropopochodnych zebranych z upierzenia ptaków. Umożliwia ona określenie rodzaju zanieczyszczenia, a także w wielu przypadkach jest pomocna w odnalezieniu sprawcy rozlewu. Na podstawie danych z wybrzeży Morza Północnego stwierdzono, że na początku lat 90. ptaki na tym akwenie ginęły głównie na skutek kontaktu z produktami ropopochodnymi wysoko przetworzonymi, z których znaczna część dostawała się do morza jako tzw. wycieki eksploatacyjne. Udział ropy nieprzetworzonej, przewożonej dużymi tankowcami, był w próbach zebranych z martwych ptaków wyraźnie niższy (Dahlman i in.1994).

Na przełomie lat 70. i 80. zagęszczenie zabrudzonych ropą, martwych ptaków wodnych znajdujących nad Zatoką Gdańską wielokrotnie się zmniejszyło, natomiast zagęszczenie martwych, niezabrudzonych ropą ptaków pozostało mniej więcej na tym samym poziomie (rys. 1). Analizując zmiany w strukturze gatunkowej widać, że wśród ptaków zabrudzonych ropą w latach 80. wyraźnie zmniejszył się

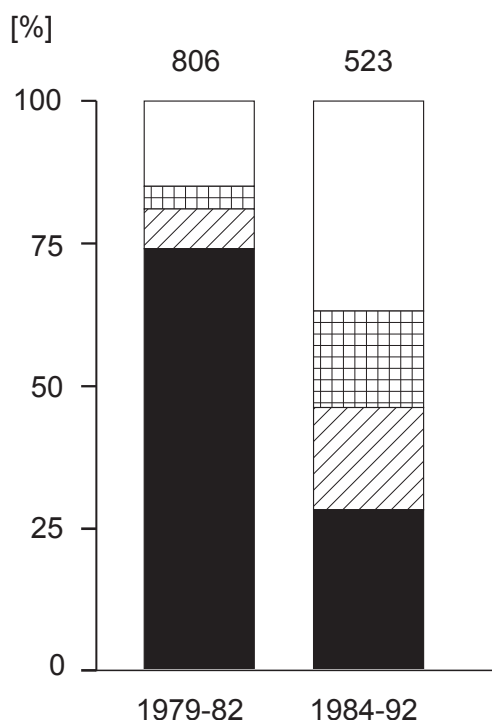


Rys. 1. Średnie zagęszczenie martwych ptaków wodnych znajdujących na wybrzeżu Zatoki Gdańskiej w kolejnych sezonach. Słupki czarne – ptaki zabrudzone ropą, słupki białe – ptaki niezabrudzone ropą. Brak danych dla lat 1979–1983 (wg Meissner 1995 – zmienione, Meissner – dane niepubl.)

Mean density of dead birds found on the Gulf of Gdańsk coast in subsequent seasons. Black bars – oiled birds, white bars – unoiled birds. There is a lack of data for years 1979–1983 (according to Meissner 1995 – changed, Meissner – unpublished data)

udział kaczek morskich (rys. 2). Jednocześnie ich udział w awifaunie zimującej na tym akwenie nie uległ większym zmianom (Górski i in. 1983, Strawiński 1983, Górski i Strawiński 1986, Meissner i in. 1993, Meissner i Ściborski 2003). Świadczy to o wyraźnym spadku ilości zanieczyszczeń ropopochodnych na tym akwenie i wskazuje na zmniejszenie się liczby wycieków ze statków przebywających z dala od brzegu. Jedną z przyczyn tego zjawiska może być rozpoczęcie przez Urząd Morski w 1979 roku regularnych lotów samolotem nad polską strefą ekonomiczną, mających m.in. na celu wykrycie sprawców zanieczyszczeń, jak i plam ropopochodnych dryfujących po morzu (Kaptur 1995).

Wieloletnie liczenia martwych, zabrudzonych ropą ptaków pozwoliły też na wykazanie spadku ilości zanieczyszczeń ropopochodnych w wodach Morza Północnego u wybrzeży Holandii (Camphuysen 1995) i Belgii (Seys i in. 2002). Liczba ptaków zabrudzonych ropą znajdujących na wybrzeżach Niemiec gwałtownie wzrosła w pierwszej połowie lat 80. i zaczęła zmniejszać się po podpisaniu przez Niemcy konwencji o zapobieganiu zanieczyszczeniom ropopochodnym mórz (MARPOL) (Averbeck i in. 1992, Fleet i in. 2000).



Rys. 2. Porównanie struktury gatunkowej zabrudzonych ropą ptaków wodnych znajdujących na wybrzeżu Zatoki Gdańskiej w latach 1979–1982 i 1984–1992. Słupki czarne – kaczki morskie, słupki kreskowane – mewy, słupki kratkowane – łabędzie, słupki białe – inne gatunki. Nad słupkami podano liczebności prób (wg Meissner 1995 – zmienione). Comparison of species structure of oiled birds found on the Gulf of Gdańsk coast in years 1979–1982 and 1984–1992. Black bar – seaducks, hatched bar – gulls, cross-hatched bar – swans, white bar – others. Sample sizes are given above bars (according to Meissner 1995 – changed)

Powyższe przykłady pokazują przydatność regularnych liczeń martwych, zabrudzonych ropą ptaków do oceny zmian ilości zanieczyszczeń ropopochodnych w środowisku morskim. Badania takie nie pociągają za sobą wysokich kosztów. Całkowite wydatki związane z zorganizowaniem i przeprowadzeniem comiesięcznych kontroli całego polskiego wybrzeża wyniosłyby obecnie około 4,5 tys. EUR na rok, podczas gdy koszty związane z użytkowaniem dwusilnikowego samolotu ze specjalistycznym sprzętem do liczenia plam olejowych na morzu w Holandii na początku lat 90. zamknęły się sumą ponad 500 tys. EUR rocznie za 900 godzin lotu (Camphuysen i van Franeker 1992). Loty w polskiej strefie ekonomicznej organizowane przez Urząd Morski zajęły w 1994 około 50 godzin, co przekłada się na koszt nie mniejszy niż 25 tys. EUR. Warto też zauważyć, że przy wietrze powyżej 4^oB większość zanieczyszczeń nie jest wykrywana z samolotu, mimo stosowania specjalnych skanerów pracujących w podczerwieni (Camphuysen i van Franeker 1992).

7. Podsumowanie

Ilość zanieczyszczeń ropopochodnych trafiających do mórz i oceanów stale się zmniejsza, jednak wciąż stanowią one poważne zagrożenie dla środowiska morskiego. Jednymi z ofiar tego typu zanieczyszczeń są ptaki. Wpływ ropy na organizm ptaka dotyczy nie tylko zaburzeń termoregulacji na skutek utraty zewnętrznej warstwy izolacyjnej, lecz także ogólnego zatrucia organizmu toksycznymi węglowodorami. Próby ratowania ptaków, które zetknęły się z ropą są, poza nielicznymi wyjątkami, mało skuteczne. Na skalę tego problemu mogą wskazywać m.in. analizy przeprowadzone dla atlantyckich wybrzeży Kanady. Na podstawie badań prowadzonych w latach 1998–2001 oszacowano, że rocznie na skutek kontaktu z ropą ginie tam około 300 tys. ptaków morskich (Wiese 2002).

Systematyczne liczenia martwych ptaków znajdujących na wybrzeżu służą w wielu krajach do oceny stanu czystości mórz (np. Camphuysen 1989, Fleet i in. 2000, Meissner i in. 2001, Seys i in. 2002, Wiese i Ryan 2003). Analiza wieloletnich zmian w proporcji ptaków z upierzeniem zabrudzonym ropą do ptaków zabrudzonych oraz w udziale poszczególnych gatunków dostarcza informacji nie tylko o zmianach stanu czystości danego akwenu, ale także o miejscu powstania wylewu. Badania prowadzone na polskim wybrzeżu pokazują, że obecnie ilość zanieczyszczeń ropopochodnych dryfujących po morzu jest znacznie niższa niż 30 lat temu, a główną antropogenną przyczyną zwiększonej śmiertelności ptaków morskich jest obecnie topienie się w stawianych sieciach rybackich (Kieś i Tomek 1990, Stempniewicz 1994, Niedźwiecki i in. 2000, Meissner i in. 2001).

Piśmiennictwo

- Anderson D. W., Franklin G., Fry D. M. 1996 – Survival and dispersal of oiled Brown Pelicans after rehabilitation and release – *Mar. Pollut. Bull.* 32: 711–718.
- Anderson D. W., Newman S. H., Kelly P. R., Herzog S. K., Lewis K. P. 2000 – An experimental soft-release of oil spill rehabilitated American coots (*Fulica americana*): I. Lingering effects on survival, condition and behavior – *Environ. Pollut.* 107: 285–294.
- Anker-Nilssen T., Røstad O. W. 1981 – Oiletskadede Sjøfugl Skagerak 1980/81 – Direkt. Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim.
- Averbeck C., Korsch M., Vauk G. 1992 – Der Einfluß von Ölverschmutzungen auf Seevögel an den deutschen Nordseeküsten von 1984 bis 1990 – *Seevögel*, 13: 12–16.
- API 1999 – Fate of spilled oil in marine waters – American Petroleum Institute, Washington.
- Barret R. T. 1979 – Small oil spill kills 10–20 000 seabirds in north Norway – *Mar. Pollut. Bull.* 10: 253–255.
- Brunnock J. V., Duckworth D. F., Stephens G. G. 1968 – Scientific aspects of pollution of the sea by oil – Institute of Petroleum, London.
- Camphuysen C. J. 1989 – Beached bird surveys in the Netherlands, 1915–1988 – *Techn. Rapport Vogelbescherming 1*, Amsterdam.
- Camphuysen C. J. 1995 – Oilieslachtoffers langs de Nederlandse kust als indicatoren van de vervuiling van de zee met olie – *Sula 9 (Special Issue)*: 1–90.
- Camphuysen C. J., van Franeker J. A. 1992 – The value of beached bird surveys in monitoring marine oil pollution – *Techn. Rapp. Vogelbescherming 10*, Zeist.
- Clausager I. 1979 – Olieudslippet efter Thun tank III's grundstødning 1979 – *Vildtbiol. Stat., Kalø*.
- Crawford R. J. M., Davis S. A., Harding R., Jackson L. F., Leshoro T. M., Meyer M. A., Randall R. M., Underhill L. G., Upfold L., van Dalsen A. P., van der Merwe E., Whittington P. A., Williams A. J., Wolfaardt A. C. 2000 – Initial effects of the Treasure oil spill on seabirds off Western South Africa – ADU Report, Cape Town.
- Crawford R. J. M., Williams A. J., Hofmeyer J. H., Klages N. T., Randall R. M., Cooper J., Dyer B. M., Chesselet Y. 1995 – Trends of African Penguin *Spheniscus demersus* populations in the 20th century – *S. Afr. J. Mar. Sci.* 16: 101–118.
- Dahlman G., Timm D., Averbeck C., Camphuysen C., Skov H., Durinck J. 1994 – Oiled seabirds – comparative investigations on oiled seabirds and oiled beaches in the Netherlands, Denmark and Germany (1990–93) – *Mar. Pollut. Bull.* 28: 305–310.
- Edwards R., White I. 1999 – The Sea Empress oil spill: environmental impact and recovery – The International Oil Spill Conference 1999, Seattle.
- Etkin D. S. 2001 – Analysis of oil spill trends in the US and worldwide – Proc. 2001 International Oil Spill Conference, 1291–1300.

- Evans M. I., Symens P., Pilcher C. W. T. 1993 – Short-term damage to coastal bird populations in Saudi Arabia and Kuwait following the 1991 Gulf War Marine Pollution – Mar. Pollut. Bull. 27: 157–161.
- Ferens B. 1952 – „Zaraza oliwna” – jej geneza i skutki – Chrońmy Przyr. Ojcz. 8: 13–22.
- Fleet D. M., Reineking B., Gaus S., Hartwig H., Potel P., Schultze Dieckhoff M. 2000 – Ölopfer in der Deutschen Bucht im Zeitraum vom 01. Oktober 1999 bis 31. März 2000 – Seevögel, 21: 103–108.
- Ford R. G., Varoujean D. H., Warrick D. R., Williams W. A., Lewis D. B., Hewitt C. L., Casey J. L. 1991 – Seabird mortality resulting from the Nestucca oil spill incident winter 1988–89 – Ecological Consulting Incorporated, Portland.
- Friend M., Franson J. C. (red.) 1999 – Field manual of wildlife diseases: general procedures and diseases of birds – USGS Biological Division, Madison.
- Fry D. M., Swenson J., Addiego L. A., Grau C. R., Kang A. 1986 – Reduced reproduction of wedge-tailed shearwaters exposed to weathered Santa Barbara crude oil – Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 453–463.
- Garcia R. 2003 – The Prestige: one year on, a continuing disaster – WWF, Adena.
- Goldsworthy S. D., Gales R. P., Giese M., Brothers N. 2000a – Effects of the Iron Baron oil spill on little penguins (*Eudyptula minor*). I. Estimates of mortality – Wildl. Res. 27: 559–571.
- Goldsworthy S. D., Giese M., Gales R. P., Brothers N., Hamill J. 2000b – Effects of the Iron Baron oil spill on little penguins (*Eudyptula minor*). II. Post-release survival of rehabilitated oiled birds – Wildl. Res. 27: 573–582.
- Górski W., Jakuczun B., Nitecki C., Petryna A. 1976 – Badania śmiertelności ptaków wodnych na polskim wybrzeżu Bałtyku (dane za lata 1970–1974) – Przegl. Zool. 20: 81–87.
- Górski W., Jakuczun B., Żmudziński L. 1983 – Numbers and phenology of occurrence of water birds on western, middle and eastern parts of the Polish Baltic coast in 1969–1979 – Ornis Fenn. Suppl. 3: 89–91.
- Górski W., Strawiński S. 1986 – Winter and early spring distribution and numbers of some diving ducks on the Polish Baltic coast – Vår Fågelv Suppl. 11: 35–41.
- GPA 2004 – Facts on marine pollution – Global Marine Oil Pollution Information gateway. <http://oils.gpa.unep.org>
- Grenwood J. J. D., Donally R. J., Feare C. J., Gordon N. J., Waterston G. 1971 – A massive wreck of oiled birds: Northeastern Britain, winter 1970 – Scott. Birds, 6: 235–250.
- Hägerkäll Anianson B., Hägerkäll B. 1995 – Oil – a quick or slow killer – WWF Baltic Bull. 2–3: 34–37.
- Hampton S., Allen S. G., Haas J., Roletto J. 2003 – Spill event and response (W: Seabird injures from 1977–1998 Point Reyes tarball Incidents. Red. H. R. Carter, R. T. Golightly) – Humboldt State University, Arcata, 1–6.

- Harris M. P., Walness S. 1984 – The effect of the wreck of seabirds in February 1983 on auk populations on the isle of May (Fife) – *Bird Study*, 31: 103–110.
- Himes Boor G. K., Ford R. G., Roletto J., Mortensen J., Mazet A. K., Allen S. G., Carter H. R., Golightly R. T., Capitolo P. J., Nevins H. R. 2003 – Estimated total number of beached birds (W: Seabird injures from 1977–1998 Point Reyes tarball Incidents. Red. H. R. Carter, R. T. Golightly) – Humboldt State University, Arcata, 11–28.
- Hope Jones P., Barrett C. F., Mudge G. P., Harris M. P. 1984 – Physical condition of auks beached in eastern Britain during the wreck of February 1983 – *Bird Study*, 31: 95–98.
- Hudson R., Mead C. J. 1984 – Origins and ages of auks wrecked in eastern Britain in February–March 1983 – *Bird Study*, 31: 89–94.
- ITOPF 2004 – Oil tanker spill statistics: 2003 – The International Tanker Owners Pollution Federation Ltd. London.
- JNCC 1996 – Joint Nature Conservation Committee Annual Report 1995–96 – London.
- Joensen A. H. 1972 – Studies on oil pollution and seabirds in Denmark 1968–1971 – *Dan. Rev. Game Biol.* 6 (9): 1–32.
- Joensen A. H., Hansen E. B. 1977 – Oil pollution and seabirds in Denmark 1971–1976 – *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (5): 1–31.
- Kapturek G. 1995 – Wykorzystanie środków lotniczych w ochronie środowiska morskiego – *Mat. Sympozjum „Współdziałanie w ochronie środowiska morskiego przed nadzwyczajnymi zagrożeniami”*, Gdynia, 89–102.
- Kieś B., Tomek T. 1990 – Bird mortality in fishing nets in the Gulf of Gdańsk, Polish Baltic coast – *Pelagicus*, 5: 23–27.
- Meissner W. 1995 – Monitoring śmiertelności ptaków wodnych wskutek zanieczyszczeń ropopochodnych w rejonie Zatoki Gdańskiej – *Mat. Sympozjum „Współdziałanie w ochronie środowiska morskiego przed nadzwyczajnymi zagrożeniami”*, Gdynia, 103–110.
- Meissner W., Kozakiewicz M., Skakuj M. 1993 – The number and distribution of wintering waterfowl along the Polish Baltic coast in 1993 – *Ring*, 15: 375–377.
- Meissner W., Staszewski A., Ziółkowski M. 2001 – Śmiertelność ptaków wodnych na polskim wybrzeżu Bałtyku w sezonie 1998/1999 – *Notatki Ornitol.* 42: 56–62.
- Meissner W., Ściborski M. 2003 – Zimowanie ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej w sezonach 2001/2002 i 2002/2003 – *Notatki Ornitol.* 44: 291–299.
- Mierzwiński W. 1955 – Życie ptaków nad Bałtykiem w porze zimowej – *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 11 (6): 36–37.
- Mustoe S. 2004 – The Erika oil spill – <http://www.orcaweb.org.uk>
- Neff J. M. 1990 – Composition and fate of petroleum and spill treating agents in the marine environment (W: Sea mammals and oil: confronting the risks. Red. J. R. Geraci, D. J. S. Aubin) – Academic Press, New York.

- Nel D. C., Whittington P. A. 2003 – Rehabilitation of oiled African Penguins: a conservation success story – BirdLife South Africa & Avian Demography Unit, Cape Town.
- Nelson-Smith A. 1970 – The problem of oil pollution of the sea – *Advances in Marine Biology* 8, Academic Press, London.
- Newman S. H., Anderson D. W., Ziccardi M. H., Trupkiewicz J. G., Tseng F. S., Christopher M. M., Zinkl J. G. 2000 – An experimental soft-release of oil spill rehabilitated American coots (*Fulica americana*): II. Effects on health and blood parameters – *Environ. Pollut.* 107: 295–304.
- Niedźwiecki S., Kaliciuk J., Kalisiński M., Kozłowska D., Staszewski A., Wysocki D. 2000 – Śmiertelność ptaków wodnych na szczecińskim wybrzeżu Bałtyku w sezonach 1991/1992 i 1992/1993 – *Notatki Ornitol.* 41: 250–254.
- NOAA 1992 – Oil spill case histories 1967–1991. Summaries of significant U.S. and international spills – NOAA/Hazardous Materials Response and Assessment Division Seattle, Washington.
- Noskiewicz J. 1958 – Tragedia kaczek na Bałtyku – *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 14 (5): 32–34.
- Page G. W., Carter H. R., Ford G. R. 1990 – Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 Apex Houston oil spill in central California – *Stud. Avian Biol.* 14: 164–174.
- Paine R. T., Ruesink J. L., Sun A., Soulanille E. L., Wonham M. J., Harley C. D. G., Brumbaugh D. R., Secord D. L. 1996 – Trouble on oiled waters: lessons from the Exxon Valdez oil spill – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 197–235.
- Pehrsson O. 1980 – Oil and seabirds on the Swedish West coast – *Rep. Zool. Inst. Göteborg* 2nd Int. Meet. Wildl. Oil Poll. North Sea, Oslo.
- Piatt J. E., Lensink C. J., Butler W., Kendziorek M., Nysewander D. R. 1990 – Immediate impact of the Exxon Valdez oil spill on marine birds – *Auk*, 107: 387–397.
- Reeders H. H., Bij de Vaate A. 1992 – Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) – *Hydrobiologia*, 239: 53–63.
- Reineking B. 1999 – The Pallas accident – *Wadden Sea Newsletter*, 1: 22–25.
- Roper J. M., Cherry D. S., Simmers J. W. 1994 – Sediment toxicity and bioaccumulation of toxicants in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* at Times Beach, New York – *Proc. Fourth Int. Zebra Mussel Conf. Madison, Wisconsin*, 599–609.
- Samuels W. B., Lanfear K. J. 1982 – Simulations of seabird damage and recovery from oil spills in the northern Gulf of Alaska – *J. Environ. Manage.* 15: 169–182.
- Schachter O., Serwer D. 1971 – Report on marine pollution problems and remedies – United Nations Office of Public Information, New York.
- Schmidt Etkin D. 1999 – Marine spills worldwide: all sources – The Oils Spills Intelligence Report Series: 30 years of oil spills, Cutter Information Cooperation, Arlington.

- Seys J., Offringa H., Meire P., van Waeyenberge J., Kuijken E. 2002 – Long-term changes in oil pollution off Belgian coasts: evidence from beached bird monitoring – Belg. J. Zool. 132: 111–118.
- Sharp B. E. 1996 – Post-release survival of oiled, cleaned seabirds in North America – Ibis, 138: 222–228.
- Stempniewicz L. 1994 – Marine birds drowning in fishing nets in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic): numbers, species composition, age and sex structure – Ornis Svecica, 4: 123–132.
- Stowe T. J. 1982 – Beached bird surveys and surveillance of cliff-breeding seabirds – RSPB, Sandy.
- Strawiński S. 1983 – Wintering of waterfowl on the Gulf of Gdańsk – Ornis Fenn. Suppl. 3: 66–68.
- Swedish Coast Guard 2004 – Significant oil spills affecting Swedish waters since 1969 – <http://www.kustbevakningen.se>
- Swennen C., Spaans B. A. L. 1970 – De sterfte van zeevogels door olie in februari 1969 in het Waddengebied – Vogeljaar, 18: 233–245.
- Symens P., Suhaibani A. 1993 – The impact of the Gulf war oil spills on wintering seabird populations along the northern Arabian Gulf coast of Saudi Arabia – Sandgrouse, 15: 37–43.
- Uddén J., Åhlund M. 1984 – Sjöfågeldöden och oljan på bohuskusten nyåret 1981 – Länsstyrelsen Naturvårdenheten 1984, Göteborg.
- Underhill L. G., Whittington P. A., Crawford R. J. M., Wolfaardt A. C. 2001 – Penguins *Spheniscus demersus* after the Apollo Sea spill: a success story made possible by ringing – Avian Demography Unit Report, Cape Town.
- Underwood L. A., Stowe T. J. 1984 – Massive wreck of seabirds in eastern Britain, 1983 – Bird Study, 31: 79–88.
- Vaitkus G., Meissner W., Kurochkin A. 1995 – Oil and death of seabirds in the eastern Baltic – WWF Baltic Bull. 2–3: 28–30, 33–34.
- Whittington P. A. 1999 – The contribution made by cleaning oiled African Penguins *Spheniscus demersus* to population dynamics and conservation of the species – Mar. Ornithol. 27: 177–180.
- Wiese F. K. 2002 – Seabirds and Atlantic Canada's ship-source oil pollution – WWF Canada, Toronto.
- Wiese F. K., Ryan P. C. 2003 – The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984–1999 – Mar. Pollut. Bull. 46: 1090–1101.
- Wolfaardt A. 2001 – Treasure Spill – 10 months later – Cape Nature Conservation Report, Cape Town.
- ZoBell C. E. 1964 – The occurrence, effects and fate of oil polluting the sea – Adv. Wat. Pollut. Res. 3: 85–109.

Summary

Oil enters the marine environment from different sources: from vessels, pipelines and offshore exploration platforms. Amount of oil spills entering marine environment decreases gradually, but oil slicks are still significant danger for marine animals, also for birds. Oil spills have resulted in the death of a large number of seabirds (Table I), which are very sensitive to both internal and external affects of crude oil and its refined products. The overall result of efforts to rehabilitate oiled birds is poor.

In many countries the extent of chronic oil pollution along a given shoreline is assessed by conducting systematic beached bird surveys, and determining the number and percentage of birds found that are oiled. The percentage of found oiled birds is considered to indicate the risk to birds of becoming oiled at sea, and thus to represent between-year fluctuations in the amount of oil spilled in marine environment. Moreover, species structure of oiled birds indicates the zone in which oil was spilled. Occurrence of seaducks or auks among victims of oil pollution suggests that spill entered sea waters far from the coastline, where these species are more abundant. On the other hand, dominance of swans, dabbling ducks and coots with absence of seaducks and auks indicates that source of pollution was localised close to the shoreline.

Researches conducted along the Polish coast showed, that the amount of oil in marine waters of Polish Baltic zone was much lower that 30 years ago (Fig. 1).

(wpłynęło: 22 VI 2004 r.)