

MEDYCYNA WETERYNARYJNA

ORGAN POLSKIEGO TOWARZYSTWA NAUK WETERYNARYJNYCH

CZASOPISMO POŚWIĘCONE NAUCE I PRAKTYCE WETERYNARYJNEJ
ZAŁOŻONE W 1945 R. PRZEZ WYDZIAŁ WETERYNARYJNY W LUBLINIE
WYDAWANE Z POMOCA FINANSOWĄ POLSKIEJ AKADEMII NAUK

REDAKCJA:

Redaktor naczelny: prof. dr hab. Edmund PROST

Członkowie Komitetu Redakcyjnego: prof. dr hab. Ryszard BADURA,
prof. dr hab. Stanisław WOŁOZYŃ

Sekretarz naukowy: doc. dr hab. Elżbieta PEŁCZYŃSKA

Sekretarz redakcji: mgr Maria WITKIEWICZ-TOKARSKA

RADA PROGRAMOWA

Prof. dr hab. Stanisław CAKAŁA, prof. dr hab. Zygmunt CYGAN, prof. dr hab. Zygmunt EWY, prof. dr hab. Tomasz JANOWSKI, prof. dr hab. Teodor JUSZKIEWICZ, prof. dr hab. Stefan KOSSAKOWSKI, prof. dr hab. Zdzisław LARSKI, doc. dr hab. Władysław LUTYŃSKI, dr Janusz MAZUREK, prof. dr hab. Michał MAZURKIEWICZ, prof. dr hab. Kazimierz ROSŁANOWSKI, prof. dr hab. Zbigniew SAMBORSKI, prof. dr hab. Abdon STRYSZAK, prof. dr hab. Tadeusz STUDZIŃSKI, prof. dr hab. Eustachy SZELIGOWSKI, prof. dr hab. Marcin SZULC, doc. dr hab. Krzysztof ŚWIEŻYŃSKI, prof. dr hab. Stefan TARCZYŃSKI, prof. dr hab. Marian TISCHNER, doc. dr hab. Jan TROPIŁO, prof. dr hab. Marian TRUSZCZYŃSKI, prof. dr hab. Janusz WAWRZKIEWICZ

PATOLOGIA I TERAPIA

STEFAN KOSSAKOWSKI, ADOLF DZIURA

Wpływ wypadków radiacyjnych na promieniotwórcze skażenie środowiska

Pracownia Ochrony Radiologicznej i Badań Izotopowych Instytutu Weterynarii,
Al. Partyzantów 57, 24-100 Puławy

Ostatnio coraz bardziej zaznaczają się dysproporcje między potrzebami energetycznymi a zasobami surowcowymi ziemi. Zużycie surowców energetycznych przebiega w bardzo dużym tempie. Ocenia się, że przy obecnym wzroście zapotrzebowania na paliwa energetyczne wszystkie znane i dostępne jego zasoby ulegną wyczerpaniu w ciągu 100 do 150 lat. Z tych też względów coraz większe znaczenie mają elektrownie jądrowe. W elektrowniach jądrowych, mimo bardzo wysokich wymagań dotyczących bezpieczeństwa, zdarzają się awarie tj. zakłócenia pracy lub procesów technologicznych, nie powodujące jednak zagrożeń radiacyjnego. Zdarzają się również, nieliczne dotychczas wypadki jądrowe tj. nie zamierzone wydarzenia, które powodują napromienienie osób, przekra-

czające największe wartości ustalone w przepisach ochrony radiologicznej.

Pierwszy wypadek jądrowy powodujący zagrożenie radiacyjne wydarzył się w zakładach plutonowych w 1957 r. w Windscale w Anglii (7). Wskutek błędu operatora nastąpił pożar. W ciągu prawie 24 h z niekontrolowanego źródła gazu i pyłu promieniotwórczego ulotniło się przez komin do atmosfery około 740,7 TBq radioizotopów, powodując znaczne skażenia obszaru ok. 1000 km² z 700 gospodarstwami rolnymi. Około 259,3 TBq radioizotopów zostało przeniesione przez wiatry poza tereny Wielkiej Brytanii, powodując skażenie Skandynawii, Francji, Belgii, RFN, Austrii oraz nieznaczny wzrost skażenia w Pradze i Warszawie. Całkowite ilości głównych radioizotopów były nastę-

pujące: J-131 ok. 740,7 TBq, Cs-137 ok. 22,22 TBq, Sr-90 ok. 0,074 TBq. Wzrost skażenia radiojodem w odległości 20—25 km od miejsca wypadku wynosił 0,37—1,11 MBq·m⁻²; wzrost skażenia tym izotopem powietrza wynosił w Brukseli 0,18 TBq·m⁻³, w Paryżu 0,1 TBq·m⁻³ i Wiedniu 0,037 TBq·m⁻³ dziennie. Maksymalne skażenie radiojodem tarczycy u dzieci w Anglii wynosiło ok. 16 mSv*).

Następny wypadek radiacyjny miał miejsce w 1969 r. w prototypowej elektrowni atomowej w Lucernie w Szwajcarii. Powodem było przedostanie się wody do rdzenia reaktora podczas jego postoju. Woda spowodowała uszkodzenia korozyjne magnezowych koszulek paliwowych i w efekcie po uruchomieniu przegrzanie paliwa, zapalenie otaczającego go grafitu i zniszczenie reaktora. W wyniku nastąpiło znaczne uwolnienie produktów rozszczepienia z rdzenia paliwowego, ale do otoczenia przeniknęła tylko nieznaczna część radioizotopów gazów szlachetnych o promieniotwórczości 5,55·10¹⁰ Bq. To nieznaczne zagrożenie radiacyjne nastąpiło dzięki temu, że reaktor był zbudowany wewnątrz skalistej góry, która spełniała funkcję obudowy bezpieczeństwa.

Kolejny wypadek wydarzył się w 1979 r. w elektrowni jądrowej Three Mile Island w pobliżu Harrisburga w USA. Wskutek błędu operatora około 1/3 część rdzenia paliwowego pozabawiona została znacznego odbioru ciepła, co spowodowało wzrost temperatury koszulek i prętów paliwowych do ok. 2800°C z wydzielaniem się cyrkonu. Z kolei w wyniku reakcji cyrkonu z parą wodną powstało ok. 460 kg wolnego wodoru, który jednak nie wybuchł dzięki kopule ochronnej. Prócz tego wskutek uszkodzenia rdzenia paliwowego wydzielili się znaczne ilości produktów rozszczepienia, zwłaszcza J-131 ok. 550 mld Bq, Xe-133 ok. 3,7·10¹⁷ Bq i inne. Jednak do atmosfery przeniknęło tylko ok. 5% gazów szlachetnych i 0,000025% radiojodu, zaś pod kopułą pozostało 40% radiojodu, 50% gazów szlachetnych oraz 20—40% radiocezu i 0,5% baru i strontu (14). Maksymalna dawka, jaką otrzymali mieszkańcy wokół elektrowni wyniosła 0,37 mSv. Zagrożenie radiacyjne było więc nieznaczne, a kluczową rolę w ograniczeniu skutków awarii odegrała obudowa bezpieczeństwa i układy obniżania ciśnienia (14).

Najgroźniejsze dotychczas konsekwencje spowodował wypadek, a właściwie katastrofa z uwagi na przypadki śmiertelne, w elektrowni jądrowej w Czernobylu w 1986 r. Katastrofa nastąpiła wskutek naruszenia przez personel podstawowych zasad eksploatacji, w wyniku których nastąpił tzw. wybuch chemiczny i pożar IV bloku energetycznego (wg 18). Bezpośrednią konsekwencją wybuchu były oparzenia i napromienienie personelu znajdującego się w strefie awaryjnej w momencie wybuchu (16). Ekspozycja promieniowania w pobliżu reaktora wynosiła 1—1,5 Gy·h⁻¹. Wybuch spowodował

wał też emisję do atmosfery i troposfery, a częściowo stratosfery radioizotopów o globalnej promieniotwórczości w dniu 26.04 rzędu 44,5·10⁴ TBq; 27.04 do 4,05 wielkości 122,5·10⁴ TBq; 5.05 wielkości 29,7·10⁴ TBq, a 6.06 rzędu 0,34·10⁴ TBq (20). Najważniejsze izotopy uwolnione zostały w czasie katastrofy w następujących ilościach (20) w dniach 26.04 i 6.05 (w PBq): — J-131 166,7 i 270,4; Cs-134 5,5 i 18,5; Cs-137 11,1 i 37,0; Ru-103 29,6 i 118,5; Ru-106 7,4 i 59,2; Ce-144 16,7 i 88,9; Sr-89 2,3 i 81,5; Sr-90 0,6 i 8,1; Pu-239 0,004 i 0,026. Emisja radioizotopów z uszkodzonej elektrowni utrzymywała się w wysokim stężeniu od wybuchu 26.04 do 5.05, a ich rozprzestrzenianie się zależne było przede wszystkim od kierunku i siły wiatrów, które w tym okresie wykazywały dużą zmienność. W efekcie substancje radioaktywne przemieszczały się w kierunku płn.-wsch., płn.-zach., płd.-wsch. i płd.-zach.

Polska znalazła się pod wpływem chmury radioaktywnej napływającej bezpośrednio nad jej płd.-wsch. rejony i chmury, która uprzednio dotarła do Bałtyku, a następnie zmieniła kierunek ku południowi i przechodziła środkowym pasem nad Polską. Skażenia w Polsce (18) objęły cały kraj. Najbardziej skażone były płn.-wsch. obszary kraju (ok. 25%), najmniej płn.-zach. (ok. 25%). Miejscami stwierdzano ogniska większych skażeń tzw. gorące plamy i gorące punkty, w których skażenie było kilka do kilkudziesięciu razy większe. W czasie pomiarów „wylapywano” tzw. gorące cząstki tj. stopy różnych radioizotopów z materiałami konstrukcyjnymi. Podjęte w kraju 28.04 pomiary radiometryczne wykazały, że najwyższa moc dawki promieniowania nad ziemią (1 m) wynosiła 32,4·10⁻¹² A·kg⁻¹, średnia krajowa 16,6·10⁻¹² A·kg⁻¹, podczas gdy średnia dawka przed katastrofą wynosiła 0,9·10⁻¹² A·kg⁻¹. Skażenie powietrza maksymalne w kraju zarejestrowano dnia 29.04 w wielkości 571 Bq·m⁻³ przy średniej krajowej 104,1 Bq·m⁻³; przed katastrofą 0,1 Bq·m⁻³. Skażenie wód powierzchniowych wzrosło z 10 Bq·dm⁻³ do 417 Bq·dm⁻³ w dniu 2.05, a wody wodociągowej z 0,4 Bq·dm⁻³ do 111 Bq·dm⁻³ przy średniej krajowej 21 Bq·dm⁻³. Maksymalny całkowity opad dobowy wystąpił 2.05 wielkości 23 000 Bq·m⁻², podczas gdy przed awarią wynosił 3 Bq·m⁻². Największe skażenie gleby zarejestrowano 4.05 rzędu 16 400 Bq·kg⁻¹, przed katastrofą średnio 481 Bq·kg⁻¹. Z kolei następował sukcesywny spadek promieniotwórczości i w dniu 30.05 stwierdzono moc dawki nad ziemią wielkości 1,3·10⁻¹² A·kg⁻¹, skażenie powietrza 0,1 Bq·m⁻³, wody wodociągowej 0,7 Bq·dm⁻³ i gleby 931 Bq·kg⁻¹.

Skażenia promieniotwórcze na obszarze Polski (18) spowodowane były głównie przez radioizotopy jodu, telluru, rutenu i cezu. Średnie dawki promieniowania zewnętrznego otrzymywane na całe ciało u dorosłych i dzieci w silnie skażonych rejonach wynosiły 0,44 mSv. Średnie dawki napromienienia spowodowanego skaże-

*) 1 mSv=100 mrem

niami wewnętrznymi (w mSv) w silnie skażonych rejonach wynosiły na całe ciało bez przeciwdziałania u osób dorosłych 0,51, a u dzieci powyżej 3 lat 6,15, zaś na tarczycę u dorosłych 17,1 i u dzieci 205. Z kolei w przypadkach z przeciwdziałaniem polegającym na zmniejszeniu wchłonięcia radiojodu w wyniku podania preparatu jodowego i zmniejszenia skażenia mleka dzięki karmieniu krów suchą paszą napromienienie na całe ciało u dorosłych wynosiło 0,24 i u dzieci 1,05; na tarczycę odpowiednio 8,1 i 35. Z kolei dawki napromienienia zewnętrznego w średnio skażonych rejonach wynosiły 0,15 mSv. Średnie zaś dawki skażeń wewnętrznym w średnio skażonych rejonach wynosiły na całe ciało bez przeciwdziałania u osób dorosłych 0,17 i u dzieci 1,33. Natomiast w przypadkach z przeciwdziałaniem napromienienie całego ciała wynosiło u dorosłych 0,08 i u dzieci 0,34, a napromienienie tarczycy odpowiednio 2,7 i 11,5.

Promieniotwórcze skażenie objęło prawie wszystkie kraje europejskie z wyjątkiem Portugalii (23), na co wpłynęły odoceaniczne wiatry oraz Jordanii (wg 22) i prawdopodobnie jej krajów ościennych, z tym że przyczyn tego faktu nie ustalono.

Jeśli chodzi o kraje północne to w Finlandii podwyższenie mocy dawki promieniowania wykryto już wieczorem 27.04 w miejscowości Kajoani w środkowej Finlandii (wg 18). Skażenie powierzchni ziemi J-131 kształtowało się w przedziale 48,7—105,0, Te-132 od 39,8 do 98,3 i Cs-137 w granicach 4,65—8,88 kBq·m⁻² (wg 20). W Szwecji (8) w miejscowości Studsvik nad morzem Bałtyckim stwierdzono 28.04 wzrost poziomu promieniowania z 5—10 imp·s⁻¹ do 20—150 imp·s⁻¹, który nasilał się do 6.05. W powietrzu stwierdzono 16 różnych radioizotopów, wśród których dominowały J-131, Te-132, Ru-103, Cs-134 i Cs-137. Moc dawki na powierzchni ziemi wynosiła 1 mR·h⁻¹. W rejonach, gdzie były opady deszczu promieniotwórczość wzrosła 50—100-krotnie. Dawkę pochłoniętego promieniowania w wyniku skażenia wewnętrznego J-131 oceniono na 0,8 mSv, a Cs-137 na 0,02 mSv. Ustalono też, że skażenie powierzchni ziemi Cs-137 wynosiło 1 kBq·m⁻², które powodowało napromienienie zewnętrzne ok. 6·10⁻⁸ Sv na jeden dzień. W opadzie stwierdzano też „gorące cząstki” w ilości 1 na 1 m², a ich promieniotwórczość kształtowała się od 1000 Bq do 10—30 kBq. W Norwegii (wg 20) skażenie rozkładało się nieregularnie, najwyższe było w środkowej części kraju; skażenie Cs-137 wynosiło 4,8 kBq·m⁻². Najdalej na północ dotarło skażenie do stacji lodowej 84° 113'N, 17° 50'E dnia 11.05 i wynosiło 1,33 Bq·kg⁻¹. Ocenia się, że globalna wielkość skażenia w Grenlandii była podobna jak w 1963 r. po próbnym wybuchach atomowych (17).

Promieniotwórcza chmura, która stosunkowo szybko przeszła nad Polską spowodowała następnie skażenie NRD, gdzie stężenie Cs-137

wynosiło 5,3 kBq·m⁻², CSRS 14 kBq·m⁻² i Austrii 12 kBq·m⁻² (wg 20). Z kolei skażeniu uległa Szwajcaria (15), w której dnia 1.05 stwierdzono maksymalne wielkości rzędu 2 Bq·m⁻². We Włoszech (19) najwyższe skażenie powietrza wystąpiło w dniach 1—2.05. Stężenie w tym czasie J-131 wynosiło w powietrzu 6 Bq·m⁻³, w wodzie deszczowej 292 Bq·l⁻¹ i w glebie 1,6·10⁴Bq·m⁻², stężenie Ru-103+106 odpowiednio 1,9 Bq·m⁻³, 89 Bq·l⁻¹ i 550 Bq·m⁻²; stężenie Cs-134+137 — 0,9 Bq·m⁻³, 34 Bq·l⁻¹ i 185 Bq·m⁻². Napromienienie całego ciała było porównywalne z napromienieniem naturalnego środowiska wynoszącym 1,2 mSv na rok. W RFN (11) skażenie miało bardzo zróżnicowany charakter w zależności od opadów atmosferycznych. W opadzie stwierdzono „gorące cząsteczki” wielkości 1—2 um o promieniotwórczości 1—10 kBq. Największe skażenie wystąpiło w Bawarii (24); w rejonie Monachium stężenie (w Bq·m⁻³) w powietrzu J-131 wynosiło 52, Cs-137 10 i Ru-103 10. Globalne skażenie powierzchni ziemi wynosiło ok. 400 kBq·m⁻², z tego m.in. na J-131 przypadło 70, Cs-137 — 20 i Ru-103 — 20 kBq·m⁻². W okresie 30.04—2.05 opad Cs-137 kształtował się w przedziale 6—40 kBq·m⁻². W centralnej części RFN skażenie było niższe np. w rejonie Giesen (2) skażenie powierzchni ziemi „powietrzne” wynosiło 31,4 Bq·m⁻², a z deszczem 14 690 Bq·m⁻². W glebie stwierdzono (22.05) Ru-103 w ilości 12,3 Bq·kg⁻¹, J-131 12,7 i Cs-137 14,3 Bq·kg⁻¹. Znacznie niższe było skażenie północnych rejonów RFN (10) np. w różnych rodzajach gleby występował Cs-137 w ilości 2,3—6,6 kBq·m⁻², Ru-103 5,7—15,1 kBq·m⁻². W zachodniej części RFN (9) przeprowadzono pomiary stężenia Cs-134+137 w 41 miejscowościach; najniższe stężenie występowało w Liedern-Bocholt Cs-137 0,8 i Cs-134 0,3 kBq·m⁻², najwyższe zaś stężenie występowało w Saltzburgu na wysokości 1200 m odpowiednio 33,5 i 13,4 kBq·m⁻², a na wysokości 400 m 11,7 i 5,6 kBq·m⁻². Dodatkowe napromienienie ludzi w RFN (1) związane z katastrofą w Czernobylu ocenia się na 0,3 mSv w przypadku J-131, 0,01—0,02 mSv w przypadku Cs-137 i 0,01 mSv w przypadku Sr-90. Naturalne napromienienie w RFN wynosi 1—4 mSv na rok.

Promieniotwórcze skażenie we Francji (25) stwierdzono 29.04 nad Paryżem. W powietrzu ustalono ok. 20 różnych radioizotopów, z których najwyższą promieniotwórczość wykazywał Te-132 4,8 Bq·m⁻³, a nieco niższą J-131 i Cs-137. Najwyższe stężenia występowały w dniach 1—2.05; następnie skutkiem opadów deszczu znacznie zmalały; stężenie Te-132 w wodzie deszczowej sięgało wielkości 7,4 kBq·l⁻¹, a Cs-137 9 kBq·l⁻¹. W glebie stężenia radioizotopów cezu i rutenu kształtowały się (wg 12) następująco: w Grenoble Cs-137 — 88,9 Bq·kg⁻¹, Cs-134 — 74,1, Ru-103 — 8,5 i Ru-106 — 26,3 Bq·kg⁻¹, zaś w Paryżu odpowiednio 11,5, 2,6, 0,4, 2,3 Bq·kg⁻¹. W Holandii (3) skażenie promienio-

twórcze dzięki opadom deszczu było krótkotrwałe; w Nijmegen w wodzie deszczowej w dniu 3.05 stężenie (w $\text{kBq}\cdot\text{l}^{-1}$) Ru-103 wynosiło 0,7, J-131 — 2,7, Te-132+J-132 — 2,3, Cs-134 — 0,2 i Cs-137 — 0,3 zaś w dniu 5.05 odpowiednio 0,4, 0,9, 1,1; 0,25 i 0,4. Skażenie powierzchni ziemi dnia 3.05 przedstawiało się następująco: Ru-103 — $0,41 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, J-131 14,6, Te-132+J-132 12,9 Cs-134 1,2, Cs-137 2,35 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, natomiast 5.05 odpowiednio 0,09, 0,2, 0,2, 0,05, 0,08 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. W Danii skażenie Cs-137 wynosiło 2, w Belgii 3,2, Luxemburgu 3,2 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (wg 20). Anglia (21) została skażona przez smugę radioaktywną napływającą z Francji; skażenie zostało wykryte w płd. części w dniu 2.05. Stężenie radioizotopów w opadzie „powietrznym” wynosiło: J-131 — $1-10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$; Te-132+J-132 — $1-10$; Ru-103 — $0,5-5$; Ru-106 — $0,3-3$; Cs-134 — $0,3-3$; Cs-137 — $0,5-5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Z uwagi na deszcze w płn.-zach. Anglii, płn. Walii, płn. Szkocji i płn. Irlandii skażenie w tych rejonach było znacznie wyższe. Stężenie radioizotopów w wodzie deszczowej było następujące: J-131 $10-10\ 000 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$, Te-132+J-132 $10-10\ 000$; Ru-103 $20-2000$; Cs-137 $20-20\ 000 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$.

W krajach skażonych przez radioaktywną smugę przemieszczającą się w kierunku południowym stężenie Cs-137 w opadzie kształtowało się następująco (wg 20): CSSR $14,0 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, Węgry 6,3, Rumunia 48,0, Bułgaria 13,0, Albania 9,5, Jugosławia 19,0, Turcja 1,0, Grecja 6,3 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. W morzu Czarnym (5) w osadzie na głębokości 1071 m stwierdzano w okresie czerwiec-wrzesień 1986 Cs-137, Ce-144 i Ru-106 w stężeniach $0,5-2$, $4-12$, $6-13 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$.

Skażeniu uległy również kraje pozaeuropejskie. W USA (4) skażenie stwierdzano w Oak Ridge (Tennessee) w dniu 10.05. Skażenie miało charakter dwufazowy — pierwsza w dniach 10—17.05 charakteryzowała się składem radioizotopów podobnym jak w Finlandii; druga w dniach 18.05—13.06 o składzie izotopów podobnym jak w Anglii. W Japonii (13) opad promieniotwórczy stwierdzono w wodzie deszczowej dnia 3.05. W opadzie wykryto ok. 20 radioizotopów, wśród których dominował J-131, Ru-103 i Cs-137. Maksymalne stężenie J-131 w powietrzu wynosiło $0,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, a depozycja w glebie

Cs-137 wynosiła $60 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Skażenie radiocezemem w Tokio wynosiło ok. $74 \text{ MBq}\cdot\text{km}^{-2}$. Pochłoniętą dawkę napromienienia zewnętrznego oceniano (12) w sierpniu na 1,3, a we wrześniu 0,3 mrem, zaś napromienienia wewnętrznego w sierpniu u dorosłych na 0,009 i wrześniu 0,1 mrem, a u dzieci odpowiednio 0,011 i 0,3 mrem. Napromienienie tarczycy w sierpniu u dorosłych oceniano na 2,1 i wrześniu 15 mrem, a u dzieci odpowiednio 5,5 i 40 mrem.

Przedstawione dane wskazują jak duży i różnorodny charakter mogą mieć po wypadkach radiacyjnych promieniotwórcze skażenia środowiska. Wskazują też na konieczność realizacji wniosków Komisji Rządowej (18) dotyczących doksztalcenia lek. wet. w zakresie ochrony radiologicznej. W świetle tych danych wydaje się również konieczne wprowadzenie w służbie weterynaryjnej odpowiednich innowacji organizacyjnych i merytorycznych w zakresie ochrony radiologicznej.

Piśmiennictwo

1. Art. redak. Mülkerel: Welt Milch 40, 712, 1986.
2. Bangert i 16 wsp.: Naturwiss. 73, 495, 1986.
3. Beentjes L. B., Duijsings J. H.: Sci. Total Environ. 64, 253, 1987.
4. Bondietti E. A., Brantley J. N.: Nature 322, 313, 1986.
5. Buesseler K. O. i 8 wsp.: Nature 329, 825, 1987.
6. Corvisiero P. i 9 wsp.: Health Phys. 53, 83, 1987.
7. Denster Ch., Chaness Ch., Tempton U.: Mat. II Meždunar. Konf. po ispolzovaniju atomnoj energii. t. 9, Moskwa s. 56, 1959.
8. Devell L. i 5 wsp.: Nature 321, 192, 1986.
9. Dörr H., Münnich K. O.: Naturwiss. 74, 249, 1987.
10. Giant L., Gebhardt H., Gusy W., Helmes H.: Z. Pflanzenernährung und Bodenkultur 150, 103, 1987.
11. Hohenemser C. i 5 wsp.: Nature 321, 817, 1986.
12. Imanaka T.: Radioactive contamination by the Chernobyl accident. Research Reactor Institute. Kyoto University 1987.
13. Imanaka T., Koide H.: J. Environ. Radioact. 4, 149, 1986.
14. Jaworowski Z.: Problemy 9, 1, 1986.
15. Jost D. T., Gägeler H. W., Baltensperger U.: Nature 324, 23, 1986.
16. Linnemann R. E.: J. Am. Med. Ass. 258, 637, 1987.
17. Pourchet M., Pinglot J. F., Gascard J. C.: Nature 323, 676, 1986.
18. Raport Komisji Rządowej d/s oceny promieniowania jądrowego i działań profilaktycznych. Warszawa, czerwiec 1986.
19. Scielso G., Corso M., Valerio F., Bardo D.: Health Phys. 53, 83, 1987.
20. Seo T., i 5 wsp.: Radioactivity release from the Chernobyl accident. Report — Research Reactor Institute, Kyoto, 17 Februar 1987.
21. Smith F. B., Clark M. J.: Nature 323, 690, 1986.
22. WAVFH — Report on International round table conference „Accidental radiation contamination of food of animal origin”. t. 2, Stockholm 1987, s. 40.
23. Wheeler D. A.: Environmentalist 7, 31, 1987.
24. Wirth E., Leising C.: Jak. poz. 22, s. 104.
25. Thomas A. J., Martin J. M.: Nature 321, 817, 1986.

Adres autora: prof. dr hab. Stefan Kossakowski, ul. Wojska Polskiego 5/3, 24-100 Puławy

FOX M. T., PITT S. R., GERRELLI D., JACOBS D. E., ADHIKARI D. R., GODDARD P. J.: Zastosowanie oznaczania gastryny we krwi w rozpoznawaniu hemonchozy u owiec. (Use of blood gastrin assay in the diagnosis of ovine haemonchosis). Vet. Rec. 122, 136—137, 1988 (6)

Zarażenia owiec *Haemonchus contortus* powodują duże straty w hodowli owiec w tropikach i w subtropikach. Obniżenie masy ciała jest efektem „odjadania” gospodarza przez pasożyty oraz następstwem zaburzeń procesów trawienia w trawieńcu na skutek zaburzeń w wytwarzaniu kwasu solnego. W celu opracowania dokładniejszej metody rozpoznawania inwazji *Haemonchus contortus* określono poziom pepsynogenu

i gastryny we krwi jagniąt eksponowanych na zarażenie *H. contortus* oraz oceniono przydatność określania poziomu gastryny jako testu diagnostycznego. U zarażonych jagniąt wzrastał poziom pepsynogenu począwszy od 5 dnia po zakażeniu, któremu po następnych dwóch dniach towarzyszyła hipergastrinemia. Wzrost stężenia gastryny we krwi był skorelowany ze zwiększeniem pH trawieńca. Maksymalny poziom pepsynogenu i gastryny notowano 14 i 19 dnia, przy czym stężenie gastryny przekraczało 3,9-krotnie wartości notowane w grupie kontrolnej. Po 33 dniach po zarażeniu zarówno stężenie pepsynogenu, jak i gastryny we krwi powracały do wartości wyjściowych.

G.