

SKAŻENIE ŚRODOWISKA POLSKI NA TLE EUROPY

Environmental pollution in Poland compared to Europe

Krystyna GRODZIŃSKA, Grażyna SZAREK

Summary. Air and water pollution estimated by physicochemical and bioindication methods in Poland and other European countries was described. Forest damages, critical loads of pollutants and prognosis for the environmental situation in Europe were discussed.

Key words: environmental pollution (SO₂, NO₂, O₃, heavy metals, radionuclids), bioindicators, forest health, Poland, Europe

Prof. dr hab. Krystyna Grodzińska, mgr Grażyna Szarek, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Lubicz 46, 31–512 Kraków

WPROWADZENIE

W ostatnich latach opublikowano wiele prac o skażeniu środowiska w Polsce gazami i pyłami. Prace te nie przedstawiały na ogół skażenia naszego kraju na tle skażenia innych krajów europejskich. Celem niniejszego artykułu stało się dlatego usytuowanie Polski na mapie skażeniowej Europy, zorientowanie czytelnika, jakie miejsce na tej mapie zajmuje Polska. Skoncentrowano się tylko na zanieczyszczeniach typowych dla rozległych obszarów Europy Środkowej, nie zajmowano się natomiast zanieczyszczeniami o bardziej lokalnym zasięgu.

MIEJSCE POLSKI NA MAPIE SKAŻENIOWEJ EUROPY

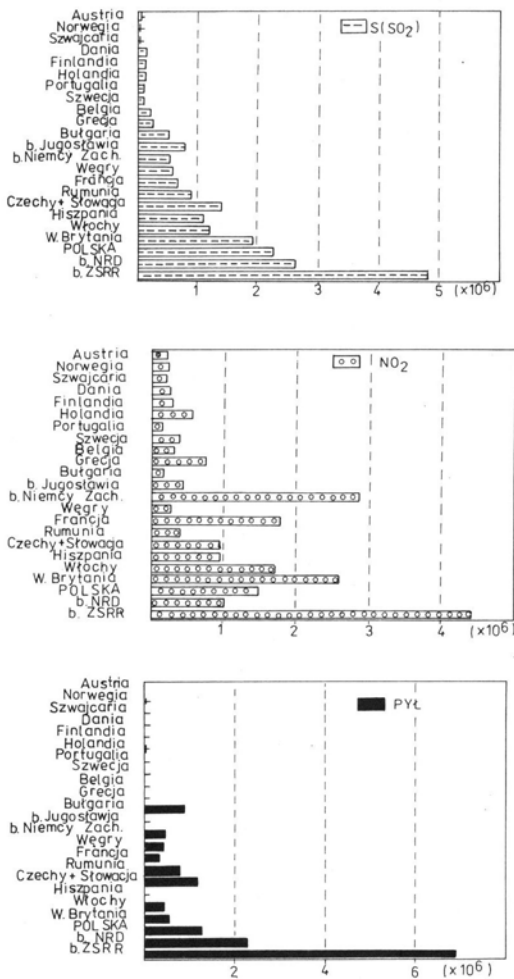
Polska jest jednym z większych, ludniejszych i silnie obciążonych emisjami przemysłowymi krajów europejskich. Pod względem wielkości obszaru nasz kraj znajduje się na 8. miejscu, pod względem wielkości populacji na 7., a poziomu skażenia atmosfery na pierwszych miejscach [3, 26].

Polska należy do głównych „producentów”

dwutlenku siarki (SO₂). Emisja tego gazu z obszaru naszego kraju wynosiła w drugiej połowie lat 80. i na przełomie lat 90. ponad 4 miliony ton (= ponad 2 miliony ton w przeliczeniu na czystą siarkę) [26], ostatnio jej poziom obniżył się do około 3 milionów ton [27] (Ryc. 1). SO₂ w atmosferze Polski pochodzi w połowie ze źródeł lokalnych, a w połowie ze źródeł odległych, położonych na zachód od Polski [6].

Emisja tlenków azotu z terenu Polski utrzymuje się od kilku lat na poziomie około 1.5 miliona ton. Udział emisji lokalnej jest niewielki. Ponad 70% tlenków azotu jest przenoszonych do Polski z masami powietrza z Niemiec, Czech i Słowacji oraz Wielkiej Brytanii [6, 26] (Ryc. 1).

Wysokie emisje SO₂ i NO₂ powodują znaczny opad siarki i azotu na powierzchnię ziemi. W Europie Środkowej, w tym również w południowej części Polski, w późnych latach 80. opad siarki wynosił ponad 10 t.km⁻².rok⁻¹, a opad azotu ponad 4 t.km⁻².rok⁻¹ [18]. Dane EMEP-u (European Monitoring Evaluation Programme) z 1990 roku wskazują na znaczne obniżenie, do 5 t.km⁻².rok⁻¹ opadu siarki w tej części kontynentu.



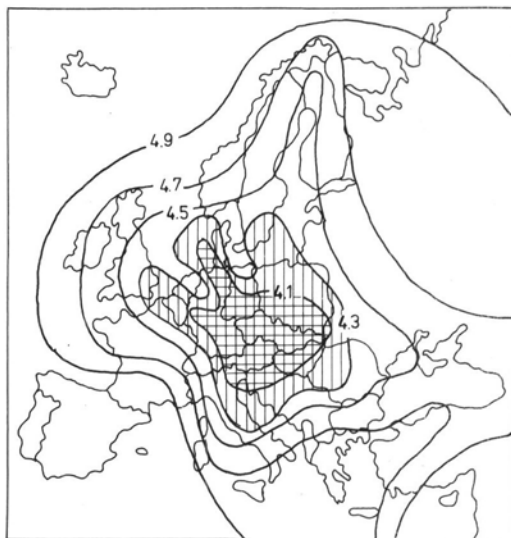
Ryc. 1. Emisja gazów (SO₂, NO₂) i pyłów (kg) w Europie [26].

Fig. 1. Gas (SO₂, NO₂) and dust emissions (kg) in Europe [26].

Emisje tlenków siarki i azotu są główną przyczyną zakwaszenia środowiska. Opady atmosferyczne w Europie Środkowej są silnie kwaśne, ich pH osiąga wartość zaledwie 4.1 [17] (Ryc. 2).

Polska przoduje w emisjach pyłów przemysłowych zajmując 3., po b. ZSRR i b. NRD, miejsce w Europie [26] (Ryc. 1). Pyły te zawierają znaczne ilości groźnych dla środowiska metali ciężkich.

Udział Polski w światowej emisji gazów wywołujących efekt cieplarniany jest niewielki,

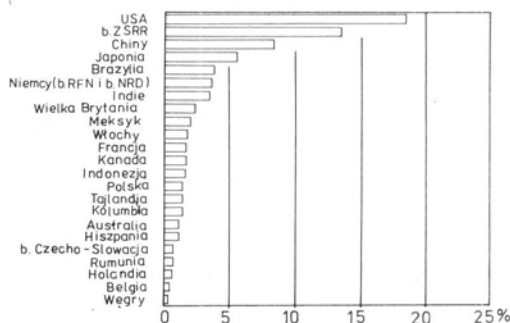


Ryc. 2. Zakwaszenie opadów atmosferycznych w Europie [17].

Fig. 2. Acidity of atmospheric precipitation in Europe [17].

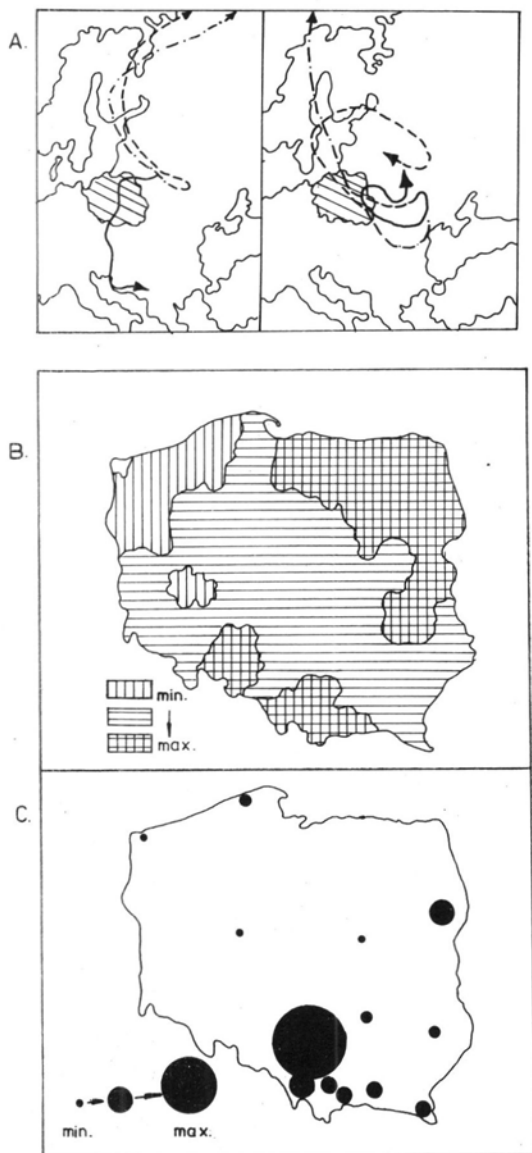
wynosi zaledwie 1.4% (Ryc. 3). Biorąc jednak pod uwagę udział naszego kraju w światowym zużyciu paliw i produkcji energii elektrycznej, ilość wytworzonego CO₂ jest 2–3-krotnie wyższa niż w krajach o wysokim poziomie ekonomicznym [26].

Coraz większym zagrożeniem dla środowiska staje się ozon gromadzący się w dolnych



Ryc. 3. Udział (%) krajów w emisji gazów wywołujących efekt cieplarniany.

Fig. 3. The contribution (%) countries in emission of gases causing greenhouse effects.



Ryc. 4. ^{137}Cs w Europie i w Polsce: A – trajektorie mas powietrza skażonego po awarii reaktora w Czarnobylu w dniach 26.04. i 5.05.1986 [29], B – względny stopień skażenia terenu Polski po awarii reaktora w Czarnobylu [27], C – ^{137}C w mchu (*Pleurozium schreberi*) w parkach narodowych Polski w 1986 roku (Grodzińska, mat. niepubl.).

Fig. 4. ^{137}C in Europe and Poland: A – trajectories of the contaminated air mass after the Chernobyl accident (April 26 and May 5.1986) [29], B – contamination level of Poland after Chernobyl accident [27], C – ^{137}C in moss (*Pleurozium schreberi*) in Polish National Parks (1986) (Grodzińska, unpubl. data).

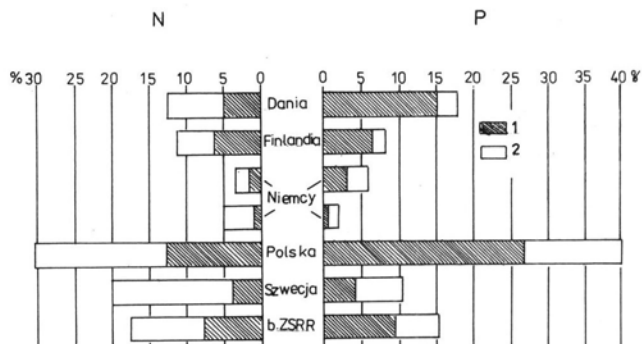
warstwach atmosfery – troposferze. Najwyższe stężenia tego gazu występują w południowej i środkowej części Europy, a w Polsce objęte są nimi obszary południowo-zachodnie, głównie tereny górskie [1].

Awaria reaktora w elektrowni jądowej w Czarnobylu w 1986 roku spowodowała skażenie promieniotwórcze olbrzymich obszarów Europy. Izotopy promieniotwórcze (m.in. ^{134}Cs , ^{137}Cs i ^{90}Sr) przesuwały się z masami powietrza zgodnie z panującymi warunkami meteorologicznymi i osiadały na powierzchni ziemi. Pod najsilniejszym opadem znalazły się północno-wschodnie i południowo-zachodnie rejony Polski [29] (Ryc. 4). Zawartość radioaktywnego cezu i strontu w opadzie całkowitym powróciła w 1991 roku do poziomu sprzed awarii czarnobylskiej [27].

Wody powierzchniowe, zarówno płynące jak i stojące, są w Europie znacznie zanieczyszczone. Stan czystości rzek i jezior w Polsce jest szczególnie zły i stale się pogarsza [26, 27, 29]. Z wodami polskich rzek dopływają do Bałtyku duże ilości związków organicznych i metali ciężkich. W 1990 roku z obszaru Polski wpłynęło do Bałtyku 282 tys. ton zanieczyszczeń wyrażonych wskaźnikiem BZT₅ (biologiczne zużycie tlenu w okresie 5-godzinny), 124 tys. ton azotu, 15 tys. ton fosforu oraz ponad 3 tys. ton metali (Cd, Hg, Cu, Zn, Pb) [26]. Wśród krajów bałtyckich udział Polski w doprowadzaniu ładunku fosforu i azotu stanowi ponad 30%, a ogólnego ładunku skażeń (BZT₅) ponad 20% [26] (Ryc. 5).

METODY BIOINDYKACYJNE W OCENIE SKAŻENIA ŚRODOWISKA

Przedstawiony w poprzednim rozdziale obraz skażenia Polski uzyskano w oparciu o żmudne, fizyko-chemiczne pomiary. Skażenie środowiska można określać również metodami biologicznymi przy użyciu organizmów wskaźnikowych – bioindykatorów [11, 20, 34]. Metody biologiczne są stosunkowo proste i tanie. Mają one olbrzymią zaletę, bo same organizmy rejestrują długotrwałe toksyczne działanie zanieczyszczeń.



Ryc. 5. Udział krajów (%) w dopływie azotu i fosforu do Morza Bałtyckiego [26]. 1 – źródła punktowe, 2 – zanieczyszczenia obszarowe.

Fig. 5. The contribution (%) of countries in nitrogen and phosphorus input to the Baltic Sea [26]. 1 – „point” sources, 2 – other sources.

Spośród różnorodnych wskaźników roślinnych bardzo użytecznymi i najczęściej używanymi są wskaźniki akumulujące [20, 34].

Mchy są wybitnymi akumulatorami metali ciężkich [9, 12, 30, 31, 38]. Używane są do określania zarówno aktualnego stanu skażenia środowiska, jak i do rejestracji poziomu zanieczyszczenia w określonej jednostce czasu.

Przy pomocy pospolitego gatunku mchu – *Pleurozium schreberi* określono stopień skażenia Polski metalami ciężkimi [13]. W materiale zebranych w 150 stanowiskach na terenie całego kraju zmierzono stężenie 8 pierwiastków – Cd, Ni, V, Cr, Pb, Cu, Zn, Fe. Najwyższe stężenia pierwiastków w mchach występowały na ogół w południowej części kraju (Ryc. 6). Biorąc pod uwagę wszystkie analizowane pierwiastki otrzymano zgeneralizowany obraz skażenia Polski metalami ciężkimi. Reprezentują go 4 – strefy od bardzo silnie i silnie skażonych w południowej Polsce poprzez średnio do stosunkowo słabo skażonej w północno-wschodniej części kraju (Ryc. 7). Strefy te są zgodne z rozmieszczeniem źródeł emisji oraz obszarami ekologicznego zagrożenia [19, 27].

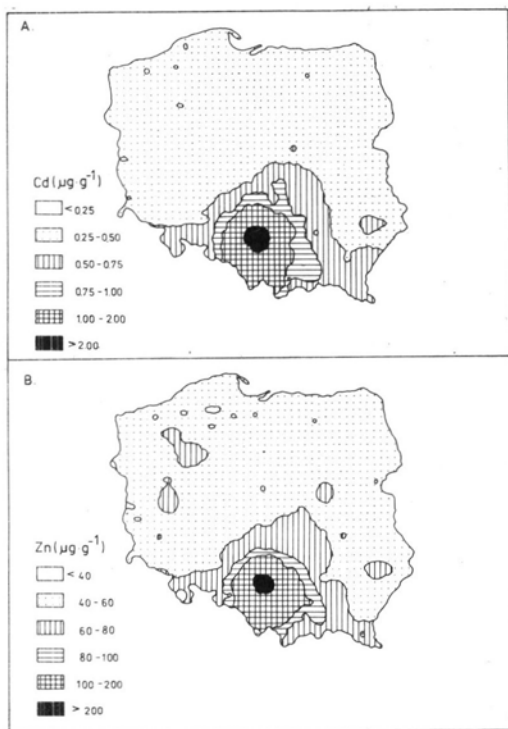
Poziom skażenia środowiska metalami ciężkimi w Polsce i innych krajach Europy obniżył się znacznie w ostatnich 10 latach. To obniżenie potwierdziły precyzyjnie mchy gromadząc mniejsze ilości pierwiastków [9, 12, 30, 31].

Mchy są również czułymi wskaźnikami skażenia atmosfery radionuklidami (Ryc. 4 C). Stężenie ^{137}Cs w różnych gatunkach mchów zebranych na Węgrzech, w Niemczech, Belgii i w Polsce bezpośrednio po wybuchu reaktora w Czarnobylu i w kilka lat później jest zgodne z poziomem tego pierwiastka w powietrzu i glebie [5, 7, 15].

Poziom siarki w igłach sosny (*Pinus sylvestris*) jest uznawany za czuły wskaźnik skażenia środowiska SO_2 [10, 22, 25].

Akumulacja siarki w igłach sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) była wielokrotnie używana do oceny skażenia zarówno terenów położonych w niewielkiej odległości od źródeł emisji [14], jak i obszarów odległych od źródeł zanieczyszczeń [24], a także dla oceny stanu atmosfery w skali regionalnej. Stężenie siarki określane w igłach sosny zwyczajnej zebranych przed 11 laty (1981) z 280 stanowisk rozmieszczonych regularnie na terenie Polski dało podstawę do wydzielenia 4 stref skażenia kraju SO_2 (Ryc. 7). Poniżej $900 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. siarki stwierdzono jedynie w igłach sosen w północno-wschodniej Polsce, na terenach południowo-zachodnich natomiast igły zawierały ponad $1500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ siarki [25].

Obraz skażenia środowiska uzyskany poprzez pomiar stężeń szeregu toksycznych pierwiastków w powietrzu oraz przy użyciu roślin wskaźnikowych typu akumulatorów jest bardzo



Ryc. 6. Stężenie kadmu (A) i cynku (B) ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) w mchu *Pleurozium schreberi* w Polsce [13].

Fig. 6. Cadmium (A) and zinc (B) concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in moss *Pleurozium schreberi* in Poland [13].

zgodny. Stosowanie zatem metod bioindykacyjnych w monitoringu wielkoobszarowym jest słuszne i powinno być szeroko propagowane.

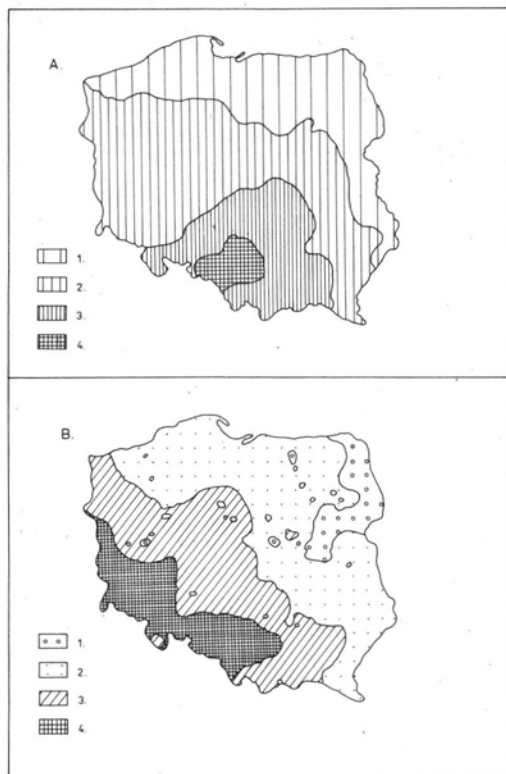
STAN LASÓW W EUROPIE

Przedstawione mapy i wykresy wykazują jasno, że skażenie atmosfery gazami i pyłami jest istotnym problemem dla całego kontynentu europejskiego.

Skażenia z atmosfery docierają do powierzchni ziemi wraz z mokrym i suchym opadem. Wnikają one do ekosystemów powodując zaburzenia w krążeniu pierwiastków, a tym samym zaburzenia w funkcjonowaniu ekosystemów [4, 14, 32, 33, 35, 39]. Za atmosferyczną depozycją zanieczyszczeń, uznawaną za przyczynę pierwotną zaburzeń, postępują rozliczne efekty

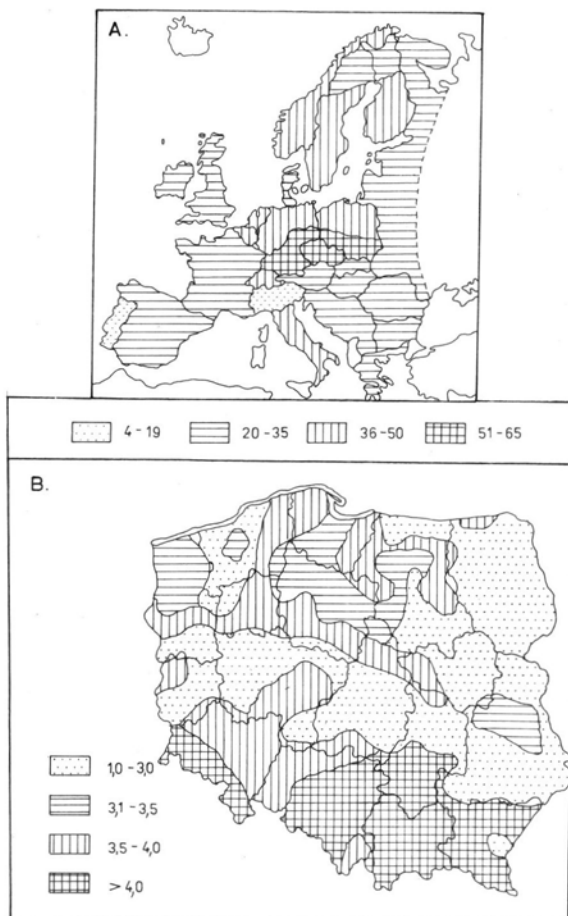
wtórne pochodzenia biotycznego i abiotycznego [16, 21]. Ich synergistyczne działanie doprowadza dopiero do widocznych uszkodzeń szaty roślinnej, do zaniku wielu zbiorowisk, a nawet całych ekosystemów.

Ekosystemy leśne należą w Europie do ważnych, zarówno z przyrodniczego, jak i ekonomicznego punktu widzenia. Są one, na prawie całym kontynencie, w mniejszym lub większym



Ryc. 7. Strefy skażenia Polski: A – metalami ciężkimi; wykreślone na podstawie stężeń metali w mchu *Pleurozium schreberi*, 1 – obszary czyste; 2–4 – obszary średnio, silnie i bardzo silnie zanieczyszczone [13] oraz B – dwutlenkiem siarki; wykreślone na podstawie stężeń siarki w igłach sosny *Pinus sylvestris*. S stężenie (%): 1–<0.090; 2–0.091–0.120; 3–0.121–0.150; 4>0.150. [25].

Fig. 7. Contaminated areas of Poland by: A – heavy metals estimated on the basis of heavy metals concentration in moss *Pleurozium schreberi*, 1 – relatively clean areas, 2–4 – moderately, heavy and very heavily polluted areas [13]; B – sulphur dioxide estimated on the basis of sulphur concentration in pine *Pinus sylvestris* needles. S concentration (%): 1–<0.090; 2–0.091–0.120; 3–0.121–0.150; 4>0.150.



Ryc. 8. Uszkodzenie lasów: A – Europa (% uszkodzonych drzew); B – Polska (indeks defoliacji).

Fig. 8. Forest damages: A – Europe (% of damaged trees), B – Poland (defoliation index).

stopniu uszkodzone (Ryc. 8). Najgorsza sytuacja panuje w silnie uprzemysłowionej Europie Środkowej [26, 28]. Uszkodzenia lasów przekraczają tam 65%. Nieco mniejsze, lecz sięgające 50% uszkodzenia pojawiają się także w bardziej na północ leżących krajach (m.in. Belgia, Holandia, Dania, Szwecja, Norwegia, Wielka Brytania) [26, 28]. W Polsce najsilniejszym zmianom uległy lasy w południowej części kraju, w tym szczególnie lasy górskie (Ryc. 8) [23, 26, 28]. „Chore” lasy pokrywają w Polsce z roku na rok coraz większe przestrzenie, a tendencja pogarszania się ich stanu stale rośnie [26]. Zdrowe, bez uszkodzeń lasy zajmują obecnie w naszym kraju zaledwie 9.1% [3].

KRYTYCZNE POZIOMY SKAŻEŃ

Tempo zmian i powiększający się obszar uszkodzeń drzewostanów europejskich doprowadziły przed kilku laty do szerokich dyskusji na forum Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ. Ich efektem stało się określenie poziomu krytycznego obciążenia środowiska szeregiem zanieczyszczeń [8, 17, 37]. W przypadku siarki obciążenie takie dla lasów wynosi, w zależności od własności buforowych gleby, od 3 do 32 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, w przypadku azotu 15 do 20 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ dla lasów gospodarczych, a 2–5 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ dla lasów zbliżonych do naturalnych. Krytyczne stężenia SO_2 w powietrzu usta-

Tabela 1. Obciążenie środowiska zanieczyszczeniami.
Table 1. Pollution loads of the environment.

DOPUSZCZALNE OBCIĄŻENIE ŚRODOWISKA SIARKĄ I AZOTEM	
S	32 kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ zależnie od stopnia podatności na wietrzenie podłoża
N	2–5 kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ lasy naturalne 15–20 kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ lasy gospodarcze
KRYTYCZNE DLA LASÓW STĘŻENIA GAZÓW W POWIETRZU	
SO ₂	15–20 µg.m ⁻³ (średnia roczna)
NO ₂	30 µg.m ⁻³ (średnia roczna)
O ₃	50 µg.m ⁻³ (średnia dla okresu wegetacyjnego, Grodzińska, mat. niepubl.)

lono na 15–20 µg.m⁻³ (średnia roczna), NO₂ na 30 µg.m⁻³ (średnia roczna), a ozonu na 50 µg.m⁻³ (okres wegetacyjny) (Tab. 1).

W wielu krajach Europy te krytyczne poziomy są znacznie przekroczone. Opad siarki wynosi bowiem najczęściej ok. 40 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, a w niektórych regionach nawet 100 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, opad azotu sięga najczęściej 30–40 kg, a w Holandii przekracza lokalnie nawet 100 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Stężenia SO₂, NO₂ i O₃ w powietrzu też zazwyczaj przekraczają poziomy krytyczne [17].

PRZYSZŁOŚĆ ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO EUROPY

Stale pogarszający się stan środowiska przyrodniczego Europy spowodował uchwalenie przez Europejską Komisję Gospodarczą kilku konwencji zobowiązujących poszczególne kraje do redukcji zanieczyszczeń [17, 36]. Zgodnie z ich wymogami większość krajów europejskich ograniczyła w latach 1980–1990 emisje zanieczyszczeń, głównie dwutlenku siarki. Mimo to opad siarki i azotu przewyższa jeszcze obecnie poziomy uznane za krytyczne. Aby powstrzymać procesy degradacji środowiska i ochronić lasy europejskie przed całkowitą zagładą, konieczne jest dalsze obniżenie emisji toksycznych gazów i pyłów. W przypadku SO₂ i NO₂ redukcja ta powinna wynosić 90% w stosunku do 1980 roku, a związków organicznych, związków

amoniowych i ozonu troposferycznego – 75%. Gdyby taka redukcja nastąpiła, to można by oczekiwać, że w roku 2020 tylko 4% powierzchni Europy byłoby obciążone wielkościami krytycznymi zanieczyszczeń, a Polska reprezentowałaby jeden z czystych krajów europejskich [2, 17].

LITERATURA

- [1] AGREN C. 1992. Effects of the protocol. *Acid News* 5: 8–9.
- [2] AGREN C. 1993. Rains to stop rain. *Acid News* 2: 1–5.
- [3] ANDRZEJEWSKI R., BARANOWSKI M. 1993. *Stan środowiska w Polsce*. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 105.
- [4] ČERNÝ J. (ed.). 1993. *Abstracts. BIOGEOMON-Symposium on Ecosystem Behaviour: Evaluation of Integrated Monitoring in Small Catchments, and Workshop on Integrated Monitoring*, Czech Geological Survey, Prague, ss. 322.
- [5] DARÓCZY S., BOLYÓ S., DEZSŐ Z., PÁZSIT A., NAGY J. 1988. Could mosses be used for the subsequent mapping of the Chernobyl fallout? *Naturwissenschaften* 75: 569–570.
- [6] ELVINGSON P. 1993. EMEP report 1993. *Acid News* 5: 16–17.
- [7] FEIGE G. B., NIEMANN L., JAHNKE S. 1990. Lichens and mosses – silent chronists of the Chernobyl accident. *Bibl. Lichenol.* 38: 63–77.
- [8] GRENNFELT P. 1992. The critical levels for ozone and the reductions that are needed in the emissions of its precursors. W: *Critical loads for air pollutants*. Report of the Third International NGO Strategy Seminar on Air Pollution. Göteborg, Sweden, April 10–12, 1992. The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg. ss. 24–28.

- [9] GRODZIŃSKA K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish National Parks. *Water, Air, and Soil Pollution* **9**: 83–97.
- [10] GRODZIŃSKA K. 1981. Zawartość siarki ogólnej w szpilkach sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z Puszczy Niepołomickiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjogr.* **9**: 293–301.
- [11] GRODZIŃSKA K. 1982. Monitoring of air pollutants by mosses and bark. W: L. STEUBING, H. J. JÄGER (red.), *Monitoring of air pollutants by plants*. Dr. W. Junk Publ. The Hague. ss. 33–42.
- [12] GRODZIŃSKA K. 1990. Long-term ecological monitoring in the National Parks of Poland. W: W. GRODZIŃSKI, E. B. COWLING, A. I. BREYMEYER (red.), *Ecological Risks – Perspectives from Poland and United States.*, National Academy Press, Washington DC. ss. 232–246.
- [13] GRODZIŃSKA K., SZAREK G., GODZIK B., BRANIEWSKI S., CHRZANOWSKA E. 1994. Air pollution mapping in Poland by heavy metal concentration in mosses. *Proc. Polish-American Workshop „Climate and atmospheric deposition monitoring studies in forest ecosystems”, Nieborów, 6–9 October 1992*. ss. 197–209.
- [14] GRODZIŃSKI W., WEINER J., MAYCOCK P. F. (red.). 1984. *Forest ecosystems in industrial regions*. Ecological Studies 49. Springer Verlag, Berlin–Heidelberg–New York–Tokyo, ss. 277.
- [15] GUILLITTLE O., DE BRABANT B., GASIA M. C. 1990. Use of mosses and lichens for the evaluation of the radioactive fallout, deposits and flows under forest cover. *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.* **12**: 89–99.
- [16] HANISCH B., KILZ E. 1990. *Waldschaden erkennen: Fichte und Kiefer*. E. Ulmer Verlag, Stuttgart, ss. 334.
- [17] HANNEBERG P. (red.). 1993. *Acidification and air pollution*. Swedish Environmental Protection Agency. Solna, ss. 93.
- [18] HEIJ G. J., SCHNEIDER T. (red.). 1991. *Acidification research in the Netherlands*. Studies in Environmental Science 46. Elsevier Science Publ. B. V., Amsterdam–London–New York–Tokyo, ss. 771.
- [19] KASSENBERG A. T. 1990. Diagnosis of environmental protection problems in Poland. W: W. GRODZIŃSKI, E. B. COWLING, A. I. BREYMEYER (red.), *Ecological Risks – Perspectives from Poland and United States*. National Academy Press, Washington DC. ss. 355–373.
- [20] KOVÁCS M. 1992. *Biological indicators in environmental protection*. Akademiai Kiadó, Budapest, ss. 207.
- [21] LASKOWSKI R. 1989. Czy grozi nam widmo bezleśnej Europy? *Wszechświat* **90**(4): 85–87.
- [22] MANNINEN S., HUTTUNEN S., TORVELA H. 1991. Needle and lichen sulphur analyses on two industrial gradients. *Water, Air, and Soil Pollution* **59**: 153–163.
- [23] MAZURSKI K. R. 1990. Industrial pollution: The threat to Polish forests. *Ambio* **19**(2): 70–74.
- [24] MOŁSKI B., DMUCHOWSKI W. 1989. The comparison of environmental pollution in northern Finland near Kevo and in Poland with the use of *Pinus sylvestris* L. as bioindicator. *Rep. Kevo Subartic Res. Stat.* **21**: 27–30.
- [25] MOŁSKI B., DMUCHOWSKI W. 1990. Distribution and movement of selected elements in Poland using pine needle analysis. W: W. GRODZIŃSKI, E. B. COWLING, A. I. BREYMEYER (red.) *Ecological Risks – Perspectives from Poland and United States*. National Academy Press, Washington DC. ss. 215–231.
- [26] *Ochrona Środowiska 1992*. Materiały i opracowania statystyczne 1992. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, ss. 385.
- [27] *Ochrona Środowiska 1993*. Informacja i opracowania statystyczne. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, ss. 449.
- [28] OPALINSKI C. 1993. Stan lasów oceną środowiska naturalnego. *Aura* **8**: 8–11.
- [29] *Raport o stanie, zagrożeniu i ochronie środowiska 1990*. Studia i analizy statystyczne 1990. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, ss. 357.
- [30] RÜHLING A., RASMUSSEN L., PILEGAARD K., MÄKINEN A., STEINNES E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 monitored by moss analyses. *NORD* **21**: 1–44.
- [31] RÜHLING A. (ed.) 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. *NORD* **1992**, **12**: 1–41.
- [32] SCHULTZE E. D., LANGE O. D., OREN R. 1989. Forest decline and air pollution. Springer Verlag, Berlin–Heidelberg–New York, ss. 475.
- [33] SMITH W. H. 1981. Air pollution and forest trees. Springer Verlag. New York–Heidelberg–Berlin, ss. 379.
- [34] SPELLEBERG I. F. 1991. Monitoring ecological change, Cambridge University. Press, Cambridge – New York–Port Chester–Melbourne–Sydney, ss. 334.
- [35] SWANK W. T., CROSSLEY D. A. (red.). 1987. Forest hydrology and ecology of Coweeta. *Ecological Studies* **66**. Springer Verlag, New York–Berlin–Heidelberg, ss. 469.
- [36] The UN ECE Convention – Air pollution treaty. 1993. *Acid News 2, Environmental Factsheet* **3**: I–IV.
- [37] TICKLE A. 1992. Critical loads for nitrogen. W: *Critical loads for air pollutants*. Report of the Third International NGO Strategy Seminar on Air Pollution. Göteborg, Sweden, April 10–12, 1992, The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg. ss. 18–23.
- [38] TYLER G. 1971. *Moss analysis – a method for surveying heavy metal deposition*. Proc. Sec. Intern. Clean Air Congress, Washington DC; W: ENGLUND H. M., BERRY W. T. (red.), Academic Press, New York, ss. 129–132.
- [39] ULRICH B. 1983. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. W: H. Strangl (red.), *Acid deposition challenge for Europe*. Karlsruhe, September 19–21. 1983. Commission of the European Communities, ss. 127.