

Paweł ŚWISŁOWSKI<sup>1</sup>, Michał MARCINIAK<sup>1</sup> i Małgorzata RAJFUR<sup>1</sup>

## WPLYW WARUNKÓW PROWADZENIA EKSPERYMENTU NA WYNIKI BADAŃ BIOMONITORINGOWYCH Z ZASTOSOWANIEM MCHÓW

### THE INFLUENCE OF CONDITIONS OF THE BIOMONITORING STUDY USING MOSSES ON ITS RESULTS

**Abstrakt:** Celem przeprowadzonych badań była ocena wpływu warunków prowadzenia eksperymentu (kierunek wiatru, czas ekspozycji oraz odległość od źródła emisji) na wyniki badań biomonitoringowych z wykorzystaniem mchów. Dodatkowo zdefiniowano źródła zanieczyszczenia na badanym terenie. Badania biomonitoringowe zanieczyszczenia powietrza prowadzono na pograniczu dwóch nadleśnictw: Barycz i Staporków we wsi Janów, 40 km na północ od Kielc (woj. świętokrzyskie). Zastosowano metodę woreczkową biomonitoringu aktywnego z wykorzystaniem mchu z gatunku rókietnik pospolity (*Pleurozium schreberi*). Metale ciężkie: Ni, Cu, Zn, Cd i Pb w mchach *Pleurozium schreberi* oznaczano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej ze wzbudzeniem w płomieniu (F-AAS). Na podstawie przeprowadzonych badań i analizy współczynnika akumulacji względnej (RAF) dla eksponowanych próbek mchów wskazano na korelacje pomiędzy przyrostami stężeń analitów a warunkami prowadzonego eksperymentu. Na podstawie wyznaczonych wartości RAF określono optymalny czas ekspozycji próbek mchów dla badanego terenu oraz wykazano, że kierunek wiatru ma istotne znaczenie dla rozkładu zanieczyszczeń z powierzchniowych źródeł emisji lokalnej. Dodatkowo stwierdzono, iż zanieczyszczenia są przenoszone zgodnie z kierunkiem wiatru, a największe przyrosty stężeń wybranych pierwiastków oznaczono w próbkach eksponowanych na dalszych odległościach od źródła emisji. Przeprowadzone badania biomonitoringowe potwierdziły, że mchy *Pleurozium schreberi* mogą być wykorzystywane jako biomonитор rozkładu lokalnej depozycji metali ciężkich z emisji niskiej.

**Słowa kluczowe:** mchy *Pleurozium schreberi*, metale ciężkie, absorpcyjna spektrometria atomowa, biomonitoring aktywny, współczynnik akumulacji względnej RAF

### Wprowadzenie

Organizmy roślinne i zwierzęce wykorzystywane są do badań jakości powietrza, wód i gleby, ponieważ reagują one na zmiany składu chemicznego otoczenia [1]. Biowskaźniki służą do oceny jakościowych zmian środowiska, natomiast biomonitory - do oceny jakościowej i ilościowej zanieczyszczeń [2].

Najczęściej wykorzystywanymi biomonitorami aerozolu atmosferycznego są mchy [3, 4]. Mchy są postrzegane jako jeden z głównych biowskaźników i biomonitorów zanieczyszczenia powietrza [5]. Są one pozbawione korzeni, a substancje odżywcze oraz zanieczyszczenia pobierają całą swoją powierzchnią w wyniku mokrej bądź suchej depozycji [2, 6, 7]. W Polsce często wykorzystywanym gatunkiem do kontroli jakości powietrza jest ektohydrczny mech *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. [8]. Do czynników abiotycznych, mających wpływ na dynamikę sorpcji analitów, należą m.in.: warunki klimatyczne, geologiczne oraz siedliskowe. Do badania zawartości mikro- i makropierwiastków skumulowanych w biomonitorach zanieczyszczenia powietrza

<sup>1</sup> Samodzielna Katedra Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski, ul. kard. B. Kominka 6, 45-032 Opole, tel. 77 401 60 42, fax 77 401 60 50, email: starosta.oze@gmail.com, mrajfur@o2.pl  
Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 16, Zakopane, 5-8.10.2016

atmosferycznego wykorzystuje się instrumentalne metody analityczne, m.in. atomową spektrometrię absorpcyjną (AAS) [9].

Jednym z celów biomonitoringu jest ocena bieżącej depozycji zanieczyszczeń na badanych obszarach. Realizuje się to poprzez porównanie, po ściśle określonym czasie, zmian stężeń analitów w mchach poprzez analizę przyrostów stężeń analitów w próbkach pobranych z terenów niezanieczyszczonych, a eksponowanych na obszarach zanieczyszczonych (biomonitoring aktywny) [6]. Podstawowym problemem w ilościowej ocenie zanieczyszczenia środowiska na podstawie analizy składu pierwiastków śladowych zakumulowanych w materiale roślinnym jest wielowymiarowość oddziaływań między biomonitorem a otoczeniem [10].

Biomonitoring aktywny prowadzono m.in. w Kamieniu Śląskim przy torze wyścigowym. W badaniach wykorzystano epigeiczne mchy *Pleurozium schreberi* eksponowane wzdłuż trasy wyścigów samochodowych, zlokalizowanej na płycie lotniska. Przedstawiono wyniki badań dotyczących emisji metali ciężkich: Ni, Cd i Pb, wywołanej wyścigami samochodowymi. Mchy eksponowano dwukrotnie: przez okres 25 dni przed wyścigiem oraz przez okres 25 dni podczas wyścigu i po. Wyniki umożliwiły wyznaczenie względnego współczynnika akumulacji (*Relative Accumulation Factors - RAF*), który pokazał przyrost stężeń analitów po okresie ekspozycji. Wyniki badań wykazały znaczący przyrost badanych metali w mchach eksponowanych podczas i po wyścigach. Pod uwagę brano również odległość od źródła emisji analitów [11].

Innym przykładem wskazującym na wpływ warunków prowadzenia eksperymentu na wyniki są badania prowadzone w rejonie Płockiego Zespołu Miejsko-Przemysłowego (PZM-P). W biomonitoringu oceny depozycji wybranych metali wykorzystano torfowca brunatnego. W celu oceny stężenia analitów oraz pyłów brano pod uwagę i wykonywano regularne pomiary kierunku i prędkości wiatru. Analiza przestrzennego rozkładu stężeń poszczególnych pierwiastków wykazała korelacje z warunkami anemologicznymi okresu ekspozycji. Potwierdzeniem tego było występowanie podwyższonych stężeń w kierunkach dowietrznych od terenu PZM-P, odpowiadających frekwencji kierunków i prędkości wiatru [12].

Okres ekspozycji jest szczególnie istotny w badaniach biomonitoringowych z wykorzystaniem mchów. Jeśli czas ekspozycji jest zbyt długi, może nastąpić wysycenie miejsc wymiany na błonie mchu [13]. W dostępnej literaturze nie ma jednoznacznej odpowiedzi określającej efektywny czas ekspozycji mchów. W zależności od typu biomonitoringu, wykorzystywanych gatunków mchów oraz terminu (pory roku) prowadzenia badań czas ekspozycji materiału biologicznego jest różny. Mchy *Sphagnum fallax* były eksponowane przez 12 tygodni w okresie letnim (metoda *moss bag*) [14], natomiast mchy *Pleurozium schreberi* [15] i *Sphagnum pallustre* [16] eksponowano przez pół roku odpowiednio w sezonie wiosenno-letnim (metoda *moss bag*) oraz w okresie letnio-jesiennym (hodowla w doniczkach hydroponicznych oraz dla porównania w otwartych koszach).

Celem przeprowadzonych badań była ocena wpływu warunków prowadzenia eksperymentu (kierunek wiatru, czas ekspozycji oraz odległość od źródła emisji) na wyniki badań biomonitoringowych z wykorzystaniem mchów *Pleurozium schreberi*. Dokonano również oceny zanieczyszczenia aerozolu atmosferycznego na obszarze badań.

## Materiały i metody

Biomonitoringiem aktywnym objęto wieś Janów, która jest położona w woj. świętokrzyskim 40 km na północ od Kielc. Tereny wokół wsi są otoczone lasami, nieużytkami, jak również znajduje się tam zbiornik wodny Janów. Przez wieś przebiega linia kolejowa. Próbkę mchów zostały zebrane w lesie w odległości około 3 km od badanego terenu i oczyszczone z zanieczyszczeń mechanicznych. Reprezentatywne (uśrednione) próbki mchów o masie  $5,00 \pm 0,01$  g, które obejmowały gametofit, a w jego obrębie jedynie część zieloną, zostały umieszczone w woreczkach z tworzywa sztucznego i były ekspozycje w 12 wybranych punktach pomiarowych (na wysokości 1,5 m od poziomu gruntu) przez okres 1, 2 i 3 miesięcy. Punkt pomiarowy 1 był zlokalizowany bezpośrednio przy źródle emisji, za jaki uznano komin (K) jednorodzinny domu mieszkalnego. Miejsca ekspozycji próbek mchów *Pleurozium schreberi* zaznaczono na mapie na rysunku 1.

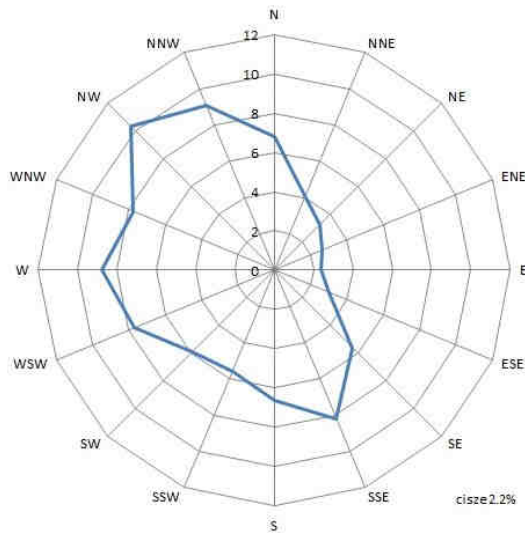


Rys. 1. Miejsca ekspozycji próbek mchów *Pleurozium schreberi*

Fig. 1. Exposure sites of the *Pleurozium schreberi* mosses

Badania prowadzono w okresie zimowym: listopad 2015 - luty 2016 r. Przy planowaniu eksperymentu brano pod uwagę przeważający kierunek wiania wiatrów na terenie badań (rys. 2).

Po ekspozycji próbki mchów zostały przewiezione do laboratorium i wysuszone w temperaturze 303 K. Następnie mineralizowano je w mineralizatorze mikrofalowym Speedwave Four firmy BERGHOF. Do oznaczenia metali ciężkich (Ni, Cu, Zn, Cd i Pb) wykorzystano absorpcyjny spektrometr atomowy ze wzbudzeniem w płomieniu (F-AAS) typu iCE 3500 (seria 3000) firmy Thermo Scientific, USA. Stężenia metali naturalnie zakumulowanych w suchej masie (s.m.) mchów *Pleurozium schreberi* wynosiły:  $c_{Ni,0} < 3,13$  mg/kg s.m.;  $c_{Cu,0} = 5,49 \pm 0,09$  mg/kg s.m.;  $c_{Zn,0} = 49,8 \pm 0,1$  mg/kg s.m.;  $c_{Cd,0} < 0,81$  mg/kg s.m.;  $c_{Pb,0} < 4,38$  mg/kg s.m.



Rys. 2. Częstotliwości kierunków wiatru na terenie Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Święty Krzyż w latach 2010-2014

Fig. 2. Frequency of wind directions at the Base Station of the Integrated Monitoring of the Natural Environment Holy Cross in the years 2010-2014

Jak wynika z rysunku 2, na terenie badań przeważają wiatry zachodnie. Biorąc pod uwagę dane ze Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Święty Krzyż (woj. świętokrzyskie) z ostatnich lat, eksponowano próbki mchów w orientacji na zachód i na wschód od źródła emisji.

### Zapewnienie i kontrola jakości

W tabeli 1 podano granice wykrywalności oraz granice oznaczalności metali ciężkich, charakteryzujące spektrometr iCE 3500. Do kalibrowania aparatu wykorzystano wzorce firmy ANALYTIKA Ltd. (Cz).

Tabela 1  
Granice wykrywalności (*IDL*) oraz granice oznaczalności (*IQL*) charakteryzujące spektrometr iCE 3500 [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]

Table 1

The instrumental detection limits (*IDL*) and instrumental quantification limits (*IQL*) for the spectrometer iCE 3500 [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]

Metal	<i>IDL</i>	<i>IQL</i>
Ni	0,0043	0,050
Cu	0,0045	0,033
Zn	0,0033	0,010
Cd	0,0028	0,013
Pb	0,0130	0,070

W tabeli 2 przedstawiono stężenia metali ciężkich oznaczone w certyfikowanych materiałach referencyjnych BCR-482 *lichen*, wytwarzanych przez Institute for Reference Materials and Measurements, Belgia.

Tabela 2

Porównanie zmierzonych i certyfikowanych wartości stężeń analitów w BCR-482 *lichen*

Table 2

Comparison of measured and certified concentrations in BCR-482 *lichen*

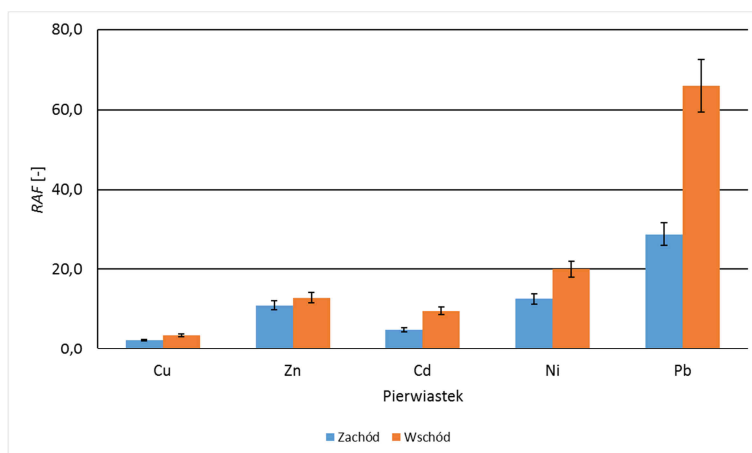
Metal	BCR-482 <i>lichen</i>		AAS		Dev.
	Stężenie	±Niepewność	Średnia	±SD	
	[mg/kg s.m.]				[%]
Ni	2,47	0,07	2,16	0,32	-13
Cu	7,03	0,19	6,63	0,17	-5,7
Zn	100,6	2,2	95,1	2,3	-5,5
Cd	0,56	0,02	0,53	0,03	-5,3
Pb	40,9	1,4	38,2	1,0	-6,6

## Wyniki i ich analiza

W celu oceny przyrostów stężeń metali ciężkich w badanych próbkach mchów wyznaczono *współczynniki akumulacji względnej RAF*:

$$RAF = \frac{C_{i,1} - C_{i,0}}{C_{i,0}}$$

gdzie:  $C_{i,1}$  - stężenie analitu po okresie ekspozycji [mg/kg s.m.],  $C_{i,0}$  - stężenie analitu przed okresem ekspozycji [mg/kg s.m.] [7].

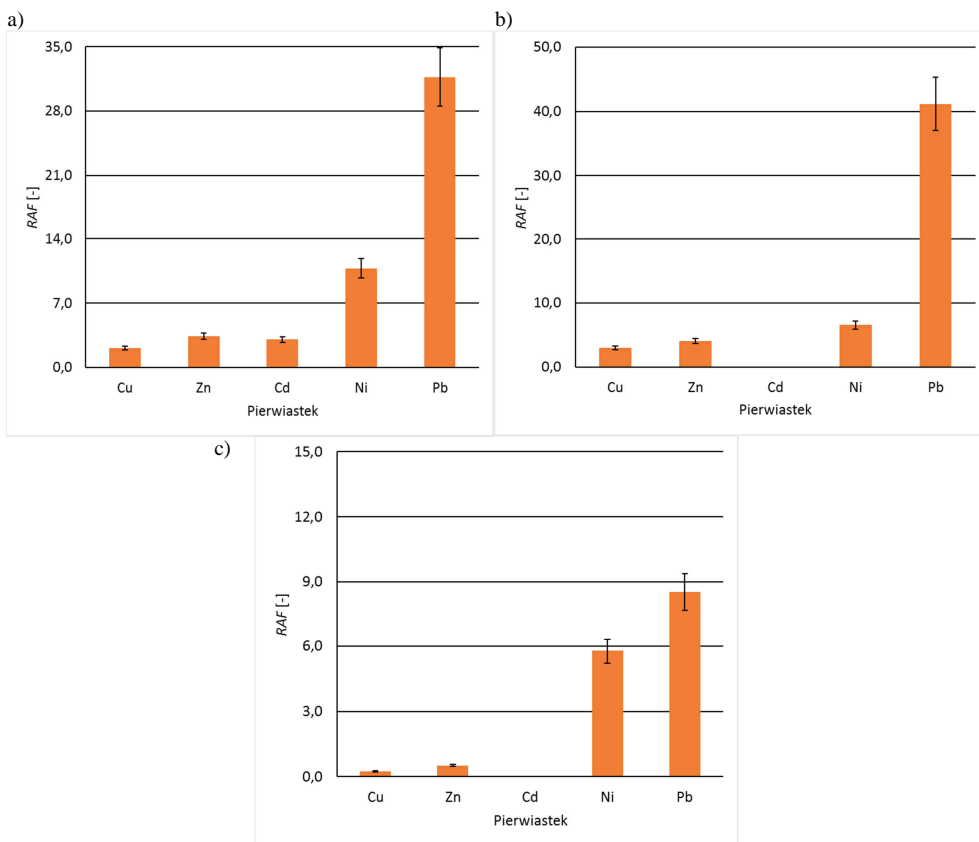


Rys. 3. Średnie przyrosty stężeń analitów w mchach ekspozowanych po stronie zachodniej i wschodniej we wszystkich punktach pomiarowych

Fig. 3. Average increase concentration of analytes in mosses exposed on the west and east site at all measuring points

Na rysunkach 3-7 przedstawiono wartości współczynników  $RAF$  wskazujące na zmiany stężeń analitów w eksponowanych mchach *Pleurozium schreberi*, a także na wpływ warunków prowadzenia eksperymentu na jego wyniki.

Wyniki przedstawione na rysunku 3 potwierdzają przenoszenie zanieczyszczeń zgodnie z kierunkiem wiania wiatru. Na obszarze badań zanieczyszczenia przenoszone są zgodnie z zachodnim kierunkiem wiatru, które dla danych ze Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego na Świętym Krzyżu w woj. świętokrzyskim stanowią ponad 40% udziału. Dlatego też dla próbek mchów eksponowanych po stronie wschodniej wartości  $RAF$  są większe, np.  $RAF_{Pb} = 66,0$ , niż dla próbek eksponowanych po stronie zachodniej  $RAF_{Pb} = 28,9$ .



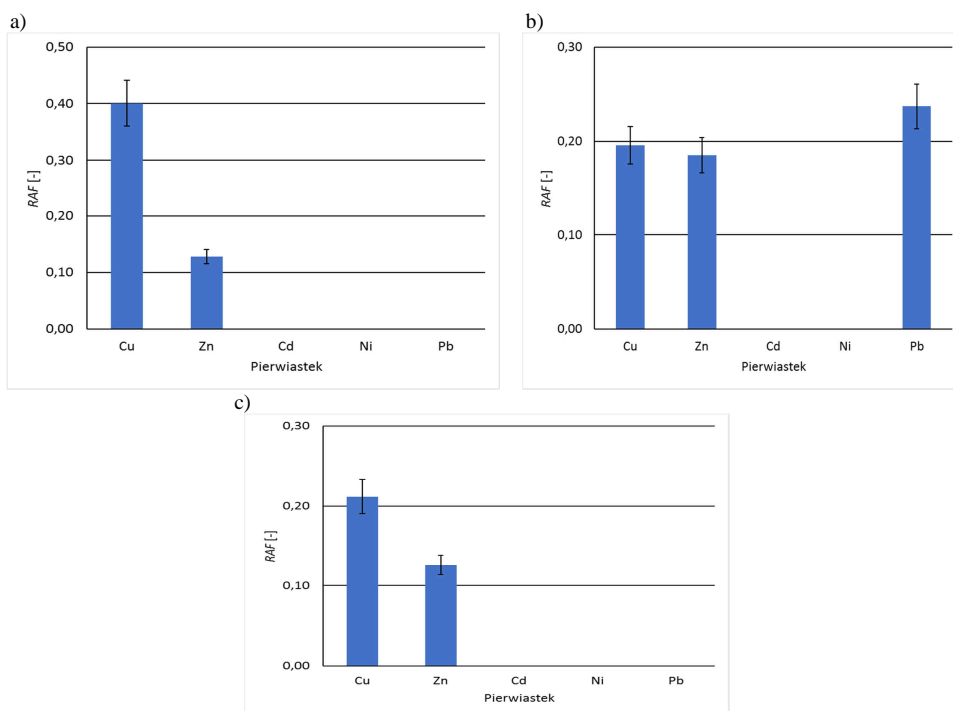
Rys. 4. Przyrosty stężeń analitów w mchach eksponowanych po stronie wschodniej po czasie: a) 1 miesiąca, b) 2 miesięcy, c) 3 miesięcy

Fig. 4. Increase concentration of analytes in mosses exposed on the east site after time: a) 1 month, b) 2 months, c) 3 months

Na podstawie danych przedstawionych na rysunku 4 stwierdzono, iż dla wszystkich 11 punktów pomiarowych statystycznie istotne przyrosty stężeń dla badanych metali

ciężkich występują po jednomiesięcznym czasie ekspozycji. W próbkach mchów eksponowanych przez 2 miesiące po stronie wschodniej stwierdzono wzrost stężenia Pb w stosunku do próbek eksponowanych przez 1 miesiąc. Takie anomalie można tłumaczyć potencjalnym wpływem lokalnych wiatrów, jednak dokładna interpretacja jest trudna do przedstawienia. W próbkach mchów eksponowanych przez dwa i trzy miesiące stężenie kadmu było poniżej granicy oznaczalności zastosowanej metody analitycznej ( $c_{Cd} < 0,81$  mg/kg s.m.). Mniejsze stężenia analitów w próbkach mchów należy tłumaczyć niejednorodnością materiału badawczego.

W drugim etapie badań próbki mchów eksponowano w bezpośrednim sąsiedztwie źródła emisji, jakim był komin gospodarstwa domowego.



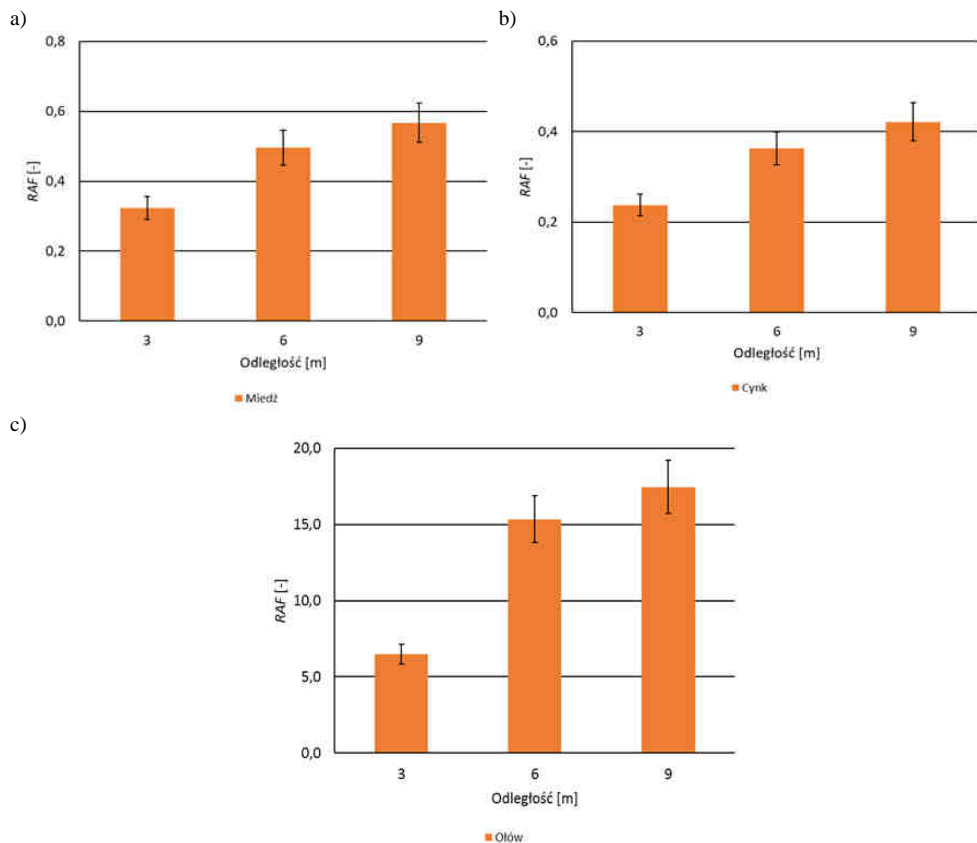
Rys. 5. Przyrosty stężeń analitów w mchach eksponowanych przy kominie (K) po czasie: a) 1 miesiąca, b) 2 miesięcy, c) 3 miesięcy

Fig. 5. Increase concentration of analytes in mosses exposed at the chimney (K) after time: a) 1 month, b) 2 months, c) 3 months

Wartości RAF po 1-2 miesiącach ekspozycji próbek bezpośrednio przy źródle emisji wskazują statystycznie istotne przyrosty stężeń trzech z pięciu oznaczonych pierwiastków: miedzi, cynku i ołowiu. W czasie 3-miesięcznej ekspozycji nie odnotowano przyrostów stężeń Cd i Ni w stosunku do próbki odniesienia (zerowej).

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że wartości współczynnika RAF dla Cu, Zn i Pb były większe dla próbek eksponowanych dalej (6 i 9 metrów) niż dla tych

eksponowanych w odległości 3 metrów od źródła emisji. Wyniki wskazują na przenoszenie się zanieczyszczeń na dalsze odległości i potwierdzają, że ekspozycja próbek bezpośrednio przy źródle emisji nie daje rzetelnych informacji o skali zanieczyszczenia.



Rys. 6. Przyrosty stężeń analityt w mchach eksponowanych w punktach po stronie wschodniej oddalonych od źródła emisji o 3, 6 i 9 m: a) Cu, b) Zn, c) Pb

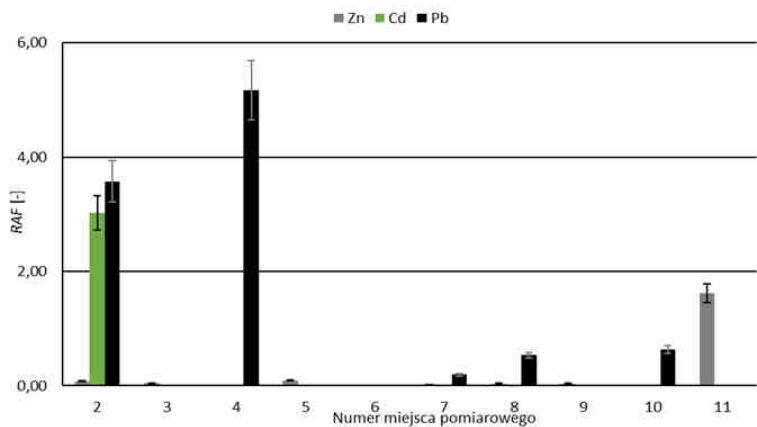
Fig. 6. Increase concentration of analytes in mosses exposed at points on the east site on distant from the source emission about 3, 6 and 9 m: a) Cu, b) Zn, c) Pb

Wyniki przedstawione na rysunku 7 stanowią podsumowanie badań biomonitoringowych przeprowadzonych na terenie wsi Janów, 40 km na północ od Kielc (woj. świętokrzyskie). Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że teren ten charakteryzuje się zróżnicowanym zanieczyszczeniem metalami ciężkimi. W eksponowanych próbkach mchów oznaczono m.in. nikiel w stężeniach od 3,13 do 6,28 mg/kg s.m. oraz ołów w stężeniach od 4,38 do 27,0 mg/kg s.m. W mchach z punktu pomiarowego nr 2 oznaczono także Cd w stężeniu 3,27 mg/kg s.m. Wpływ na poziom stężeń metali ciężkich w aerozolu atmosferycznym może mieć lokalna emisja niska. Na

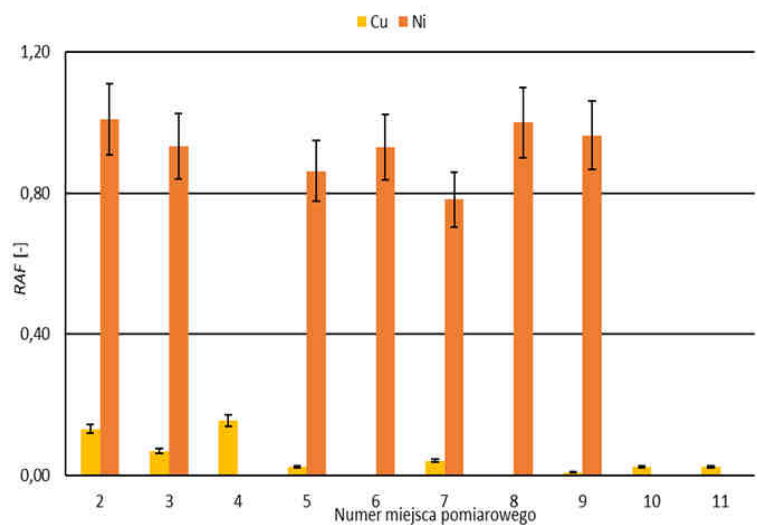


próbki eksponowane przy drodze wpływ mają również zanieczyszczenia emitowane przez transport drogowy.

a)



b)



Rys. 7. Wyniki badań biomonitoringowych zanieczyszczenia powietrza w punktach 2-11 po stronie wschodniej: a) cynk, kadm, ołów; b) miedź, nikiel

Fig. 7. Results of biomonitoring studies on air pollution at points 2-11 on the east site: a) zinc, cadmium, lead; b) copper, nickel

### Podsumowanie i wnioski

Biomonitoring z zastosowaniem mchów jest popularną metodą oceny zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi. Analiza stężeń wybranych pierwiastków zakumulowanych w zielonej części gametofitu mchów dostarcza informacji dotyczących zanieczyszczeń

wprowadzanych do atmosfery. Przeprowadzone badania potwierdziły, że właściwości sorpcyjne rokitnika pospolitego *Pleurozium schreberi* mogą posłużyć w biomonitoringu do oceny zanieczyszczenia aerozolu atmosferycznego metalami ciężkimi. Dodatkowo udowodniono, że dobór warunków prowadzonego eksperymentu ma znaczący wpływ na jakość uzyskiwanych wyników badań. Potwierdzono także, że metale ciężkie przenoszone są wraz z zanieczyszczeniami zgodnie z kierunkiem wiatru. W przypadku badanego obszaru przyrosty stężeń analitów są większe po stronie wschodniej (rys. 3). Dodatkowo ustalono, że dla terenu wsi Janów, umiejscowienie próbek bezpośrednio przy źródle emisji (komin budynku mieszkalnego) jest bezzasadne, ponieważ zanieczyszczenia przenoszone są na większe odległości. Stwierdzono statystycznie istotne przyrosty stężeń dla badanych metali ciężkich oznaczonych w mchach eksponowanych przez 1-2 miesiące (rys. 4 i 5).

Na podstawie analizy stężeń metali ciężkich w mchach *Pleurozium schreberi* można stwierdzić także niejednorodny rozkład lokalnej depozycji wybranych analitów. Wyniki te dostarczają informacji o skali miejscowej emisji zanieczyszczeń do powietrza. Wpływ na depozycję zanieczyszczeń na tym terenie mogą mieć bliżej nieznanne odległe źródła emisji, jak również emisja lokalna: głównie powierzchniowa (emisja niska z gospodarstw domowych) i liniowa (szlaki komunikacyjne - tory, drogi). Przyrosty stężeń takich pierwiastków w mchach, jak Cu, Zn i Ni, mogą wskazywać na negatywne oddziaływanie szlaku kolejowego [17].

## Literatura

- [1] Traczewska T. Biologiczne metody oceny skażenia środowiska. Wrocław: Ofic Wyd Politechniki Wrocławskiej; 2011.
- [2] Wardencki W. Bioanalitika w ocenie zanieczyszczeń środowiska. Gdańsk: CEFAM; 2004.
- [3] Kosior G, Samecka-Cymerman A, Kolon K, Kempers A.J. Bioindication capacity of metal pollution of native and transplanted *Pleurozium schreberi* under various levels of pollution. *Chemosphere*. 2010;81(3):321-326. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.07.029.
- [4] Korzeniowska J, Panek E. The content of trace metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in selected plant species (Moss *Pleurozium Schreberi*, Dandelion *Taraxacum Officinale*, Spruce *Picea Abies*) along the road Cracow - Zakopane. *Geomatics and Environ Eng*. 2012;6(1):43-50. DOI: 10.7494/geom.2012.6.1.43.
- [5] Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment - a review. *Environ Pollut*. 2001;114:471-492. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00224-4.
- [6] Kłos A. Porosty w biomonitoringu środowisk. Opole: Wyd Uniwersytetu Opolskiego; 2009.
- [7] Niemelä M, Piispanen J, Poikolainen J, Perämäki P. Preliminary study of the use of terrestrial moss (*Pleurozium schreberi*) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition. *Archives Environ Contamin Toxicol*. 2007;52(3):347-354. DOI: 10.1007/s00244-006-0028-0.
- [8] Olszowski T, Tomaszewska B, Goralna-Włodarczyk K. Air quality in non-industrialised area in the typical Polish countryside based on measurements of selected pollutants in immission and deposition phase. *Atmospheric Environ*. 2012;50:139-147. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.12.049.
- [9] Szarek-Lukaszewska M, Grodzińska K, Braniewski S. Heavy metal concentration in the moss *Pleurozium schreberi* in the Niepołomice Forest, Poland: changes during 20 years. *Environ Monit Asses*. 2002;79(3):231-237. DOI: 10.1023/A:1020226526451.
- [10] Seaward MRD. Biomonitoring of environmental pollution: an appraisal of their effectiveness. *Ecol Chem Eng*. 2006;13(3-4):193-199.
- [11] Rajfur M, Kłos A, Gawlik D, Hyšplerova L, Waclawek M. Akumulacja metali ciężkich w mchach *Pleurozium schreberi* eksponowanych w pobliżu toru wyścigów samochodowych w Kamieniu Śląskim. *Proc ECOpole*. 2010;4(2):477-482. [http://tchie.uni.opole.pl/PECO10\\_2/PECO\\_2010\\_2\\_p1.pdf](http://tchie.uni.opole.pl/PECO10_2/PECO_2010_2_p1.pdf).

- [12] Lechnio J, Malinowska E. Wykorzystanie metod biomonitoringu do oceny dostawy atmosferycznej wybranych metali w rejonie Płockiego Zespołu Miejsko-Przemysłowego. W: Richling A, Lechnio J, redaktorzy. Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. Warszawa: WGiSR UW; 2005.
- [13] Anicić M, Tomasević M, Tasić M, Rajsić S, Popović A, Frontasyeva M.V, et al. Monitoring of trace element atmospheric deposition using dry and wet moss bags: accumulation capacity versus exposure time. *J Hazard Mater.* 2009;171(1-3):182-188. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.05.112.
- [14] Dmuchowski W, Gworek B, Gozdowski D, Baczevska A, Muszyńska A. Zanieczyszczenie powietrza metalami ciężkimi w rejonie huty cynku i ołowiu w Bukowni koło Olkusza. *Przemysł Chem.* 2011;90(2):223-228.  
[https://barbaragworek.files.wordpress.com/2017/01/dmuchowski\\_gworek\\_i\\_inni\\_pch\\_nr\\_02\\_2011.pdf](https://barbaragworek.files.wordpress.com/2017/01/dmuchowski_gworek_i_inni_pch_nr_02_2011.pdf).
- [15] Józwiak MA, Cieplicka K. Zmiany makroskopowe w organach wegetatywnych mchu *Pleurozium schreberi* (Bird.) Mitt. pod wpływem zanieczyszczeń komunikacyjnych. *Roczn Świątokrzyski.* 2012;33:33-46.  
<http://rocznikswietokrzyski.pl/wp-content/uploads/2015/01/02a.pdf>.
- [16] Astel K. Bioindykacja + chemometria = ? Kraków: StatSoft Polska; 2006:45-57.  
[http://media.statsoft.nazwa.pl/\\_old\\_dnn/downloads/bioindykacja.pdf](http://media.statsoft.nazwa.pl/_old_dnn/downloads/bioindykacja.pdf).
- [17] Radziemska M, Fronczyk J, Mazur Z, Vaverková M. Oddziaływanie transportu kolejowego na zanieczyszczenie gleb i *Pleurozium schreberi* metalami ciężkimi. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich.* 2016;1(1):45-57. DOI: 10.14597/infraeco.2016.1.1.004.

## THE INFLUENCE OF CONDITIONS OF THE BIOMONITORING STUDY USING MOSSES ON ITS RESULTS

Chair of Biotechnology and Molecular Biology, University of Opole

**Abstract:** The aim of the study was to evaluate the effect of the conditions of the experiment (wind direction, the exposure time and the distance from the emission source) on the biomonitoring study using mosses results. Additionally was defined the sources of contamination of the studied area. Biomonitoring studies on air pollution were conducted on the border of two forest districts: Barycz and Staporkow in the village Janow 40 km north of Kielce (Świątokrzyskie Province). Applied moss-bag method of active using *Pleurozium schreberi* mosses. Heavy metals: Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in the mosses were determined concentrations using atomic absorption spectrometry with excitation flame (FAAS). Based on the conducted studies and analysis of the relative accumulation factors (RAF) for exposed mosses samples, were shown correlations between incremental concentrations of analytes and the conditions of the experiment. Based on the determined RAFs was set the optimal exposure time of mosses samples for the studied area, and proved that the wind direction is crucial for the distribution deposition from the surface sources of low emission. In addition, it was shown that the contaminations are moved in the direction of the wind, and that the largest increases in the concentrations of selected elements were found in samples exposed at distances from the source of emission. As a result of biomonitoring studies, *Pleurozium schreberi* mosses can be also used as a biomonitor for local heavy metal deposition from low emission.

**Keywords:** *Pleurozium schreberi* mosses, heavy metals, atomic absorption spectrometry, active biomonitoring, relative accumulation factor RAF