



Możliwości wykorzystania porostów *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. do oceny wpływu przemysłu cementowego na środowisko przyrodnicze Białego Zagłębia

*Possibilities of using lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. to assess the impact of the cement industry on the natural environment of Białe Zagłębie*

Rafał Kozłowski  Marta Ludew 

Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach

Instytut Geografii i Nauk o Środowisku

ul. Uniwersytecka 7, 25-406 Kielce, Polska

rafal.kozlowski@ujk.edu.pl (autor korespondencyjny) • marta.ludew.ujk@gmail.com

Zarys treści. W niniejszej pracy dokonano oceny wpływu przemysłu cementowego na środowisko przyrodnicze okolicy Cementowni Lafarge Małogoszcz na terenie Białego Zagłębia (woj. świętokrzyskie). Do badań wykorzystano plechy porostów *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., (pustułka pęcherzykowata), które pozyskano z Puszczy Boreckiej (Polska północno-wschodnia) położonej na obszarze o niewielkim wpływie antropopresji. Porosty transplantowano w 27 punktach położonych w różnych odległościach od zakładu. Aby uniknąć wpływu emisji z sektora komunalno-bytowego czas ekspozycji wyniósł 3 miesiące i obejmował miesiące letnie (lipiec-wrzesień). W próbkach przeanalizowano zawartość ośmiu pierwiastków (Pb, Cr, Co, Cu, Ni, Zn, Al, Fe) za pomocą spektrometru mas ICP-MS/TOF OptiMass 9500 GBC. Przeprowadzona analiza wykazała znaczący wpływ pyłów emitowanych z Cementowni Lafarge Małogoszcz pochodzących z procesu technologicznego, wyraźny zróżnicowaną koncentracją pierwiastków. Wykazano, że największa antropopresja obejmuje obszary położone w bezpośrednim sąsiedztwie zakładu w odległości do 2 km i maleje wraz ze zwiększaniem się odległości. Przeprowadzone badania wykazały również wpływ lokalnych barier w postaci zwartych kompleksów leśnych na przestrzenną dyspersję zanieczyszczeń.

Słowa kluczowe: przemysł cementowy, pierwiastki śladowe, pyły, bioindykacja, porosty, bioakumulacja.

Keywords: cement industry, trace elements, dust, bioindication, lichen, bioaccumulation.

Wstęp

Pomimo wielu zmian systemowych i prawnych wprowadzonych w ostatnich latach, zanieczyszczenie powietrza w Europie i w Polsce nadal utrzymuje się powyżej poziomów zaleconych przez Światową Organizację Zdrowia (WHO, 2021), co stanowi poważny problem środowiskowy oraz zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi (EEA, 2019).

Zanieczyszczenia powietrza, za względu na swoją mobilność, można uznać za istotne źródło oddziaływania na wszystkie komponenty środowiska na dużych obszarach. Szkodliwe substancje, pochłaniane przez ludzi w trakcie oddychania, przyczyniają się do wielu schorzeń (Dąbrowiecki et al., 2015). Działają niekorzystnie również na świat przyrody żywej, zaburzając fizjologiczne procesy, takie jak fotosynteza, transpiracja i oddychanie.

Z kolei w środowisku abiotycznym, zanieczyszczenia powietrza powodują m.in. korozje metali i materiałów budowlanych (Zakrzewski, 2000). Przestrzenny rozkład emisji zanieczyszczeń jest bardzo nierównomierny – największy poziom osiąga ona na obszarach dużych aglomeracji miejskich oraz głównych okręgów przemysłowych. Zakłady przemysłowe stanowią istotne źródła zanieczyszczeń, wprowadzając do atmosfery szkodliwe substancje m.in. pyły, które są dodatkowo nośnikami wielu pierwiastków śladowych obciążających środowisko (Degórska i Bartnicki, 2011).

W województwie świętokrzyskim przemysł cementowy stanowi jeden z głównych filarów rozwoju gospodarczego województwa. W regionie działają trzy zakłady produkcyjne: w Nowinach, Ożarowie oraz Małogoszczu, generując ponad 600 miejsc pracy, a także potężne wpływy do budżetów samorządów. Ze względu na charakter procesu technologicznego w przemyśle cementowym, największy wpływ na środowisko przyrodnicze wywiera emisja pyłów i gazów. Według danych GUS (2020), Cementownię Lafarge Małogoszcz wraz z 84 pozostałymi zakładami emitującymi zanieczyszczenia pyłowe i gazowe zaliczono do zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska. Dane porównawcze wielkości emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych wskazują, że na 7 zestawionych obszarów, województwo świętokrzyskie zajmuje 5. miejsce pod względem emisji pyłów. Analiza danych dotyczących emisji zanieczyszczeń wprowadzanych do powietrza w ciągu ostatnich pięciu lat pokazuje spadkowy trend zarówno w przypadku zanieczyszczeń pyłowych, jak i CO i CO₂, zarówno w skali województwa, jak i całego kraju (GIOŚ, 2023). Nadal jednak pyły te mają wpływ na środowisko nie tylko lokalnie, w pobliżu zakładów, ale również ze względu na migracje w powietrzu na znacznych odległościach (Sporek, 1995; Świercz, 1999; Kozłowski, 2013; Kozłowski i Szwed, 2019; Szwed et al., 2020).

Biomonitoring, w tym bioindykacja, jest obecnie jedną z podstawowych metod oceny poziomu zanieczyszczeń w środowisku naturalnym na podstawie reakcji żywych organizmów zwanych bioindykatorami (Jóźwiak, 2010). Metoda ta bazuje na wzajemnych oddziaływaniach elementów biotycznych i abiotycznych w danym ekosystemie, badając specyficzne reakcje organizmów wystawionych na działanie czynników szkodliwych na poziomie komórkowym, osobniczym lub populacyjnym. Jest to proces przestrzennych i czasowych obserwacji ilościowych i jakościowych charakterystyk żywego obiektu, na podstawie których określa się stan systemu ekologicznego oraz zachodzące w nim zmiany, w szczególności powodowane działalnością człowieka (Traczewska, 2011).

Porosty gromadzą zanieczyszczenia proporcjonalnie do stężeń metali ciężkich obecnych w pyłe atmosferycznym (Conti et al., 2004; Białońska i Dayan, 2005; Dzubaj et al., 2008; Kłos et al., 2008), dlatego uznawane są za jeden z najlepszych wskaźników jakości powietrza.

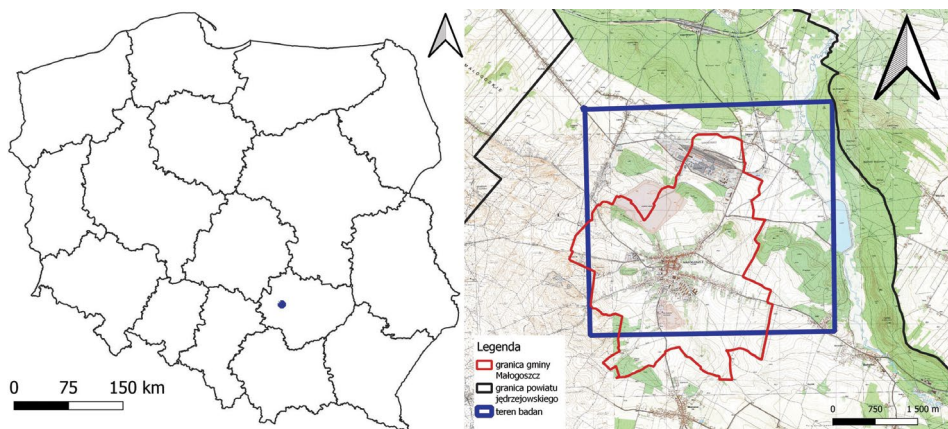
Wpływ przemysłu cementowo-wapienniczego na jakość powietrza w Kielcach z wykorzystaniem pustułki pęcherzykowatej badali Jóźwiak i Jóźwiak (2009), natomiast z wykorzystaniem bioindykatora w postaci igieł sosny na terenie Białego Zagłębia analizowali Świercz (1999; 2003; 2006), Kozłowski i Szwed (2019) oraz Kozłowski et al. (2019) i Szwed et al. (2020).

Celem niniejszych badań była ocena stanu środowiska przyrodniczego, będącego pod wpływem przemysłu cementowego, na przykładzie Cementowni Lafarge Małogoszcz z wykorzystaniem wybranych bioindykatorów – porostów *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. Bioindykatory te wykazują szybką reakcję na zanieczyszczenia poprzez zmiany fizjologiczne, morfologiczne i anatomiczne, dzięki czemu badania bioindykacyjne są skuteczne, a uzyskane wyniki miarodajne.

Wiedza na temat wymagań środowiskowych oraz reakcji bioindykatorów na określone czynniki pozwala skutecznie prowadzić monitoring stanu środowiska przyrodniczego oraz zachodzących w nim zmian. Uzyskane dane stanowią istotne źródło wiedzy zarówno dla ludności, władz lokalnych, samorządowych, jak i instytucji zajmujących się ochroną środowiska, co w konsekwencji pozwala na zorganizowanie skutecznej ochrony układów ekologicznych.

Obszar badań

Badania prowadzono na terenie tzw. Białego Zagłębia (Zajac, 1979), w południowo-zachodniej części Gór Świętokrzyskich, tworzącego nieregularny trójkąt pomiędzy Kielcami, Bukową i Morawicą o powierzchni około 180 km² (Dulewicz, 2016). Działalność wydobywczą i przetwórczą surowców skalnych prowadzono na tym terenie na dużą skalę już od epoki średniowiecza, a w wyniku niekontrolowanej emisji pyłów cementowo-wapienniczych i znacznej degradacji środowiska w latach 80. XX w. doprowadzono do tzw. klęski ekologicznej (Zajac, 1979). W ramach niniejszej pracy teren badań objął obszar ok. 50 km², w którego centrum znajduje się Cementownia Lafarge Małogoszcz. Zakład zlokalizowany jest w północnej części gminy Małogoszcz. Zgodnie z regionalizacją fizyczno-geograficzną (Solon et al., 2018), obszar badań znajduje się na terenie megaregionu: Pozaalpejska Europa Środkowa, prowincji: Wyżyny Polskie (34), podprowincji: Wyżyna Małopolska (342), makroregionu: Wyżyna Przedborska (342.1), mezoregionów: Pasma Przedborsko-Małogoskie (342.15) i Wzgórza Łopuszańskie (342.16) (ryc. 1).



Ryc. 1. Położenie obszaru badań
Location of the study area

Metodyka

W niniejszych badaniach wykorzystano metodę aktywną *ex situ* – transplantację porostów ze środowiska niezanieczyszczonego (Puszcza Borecka) do środowiska wykazującego presję ze strony przemysłu cementowego (Małogoszcz). Porosty – pustuškę pęcherzy-

kowatą (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl) – pozyskano na 30-centymetrowych gałązkach (ryc. 2) pobranych z Puszczy Boreckiej, położonej w województwie warmińsko-mazurskim, na Pojezierzu Ełckim. Jest to obszar referencyjny o znikomym wpływie przemysłu – terenie o minimalnej antropopresji. Gałązki z porostami ekspozycyjno na obszarze badań na wysokości 160-200 cm nad powierzchnią gruntu przez okres 3 miesięcy letnich – lipiec, sierpień i wrzesień – w celu zminimalizowania wpływu niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego na kumulację zanieczyszczeń w plechach. Badania te przeprowadzono w 2022 r.

Do miejsc ekspozycji porostów wytypowano 27 punktów pomiarowych, rozmieszczonych na siatce głównych kierunków geograficznych. Lokalizacja punktów pomiarowych uwzględniała również odległość od zakładu, rozmieszczenie drzewostanów i innych naturalnych barier orograficznych, główne kierunki wiatru oraz warunki terenowe pozwalające na przytwierdzenie transplantów (ryc. 3).

Próbkę porównawczą ekspozycyjno na terenie niepodlegającym presji przemysłu cementowego na terenie chronionego obszaru Natura 2000 Lasy Suchedniowskie (PLH260010). Po okresie ekspozycji próbki zebrano i przewieziono do Laboratorium Badań Środowiska w Instytucie Geografii i Nauk o Środowisku UJK. W kolejnym etapie plechy oddzielono od gałązek, rozdrobiono i poddano mineralizacji w mineralizatorze mikrofalowym Multiwave 3000 firmy Anton Paar. Zawartość wybranych pierwiastków, takich jak ołów (Pb), chrom (Cr), kobalt (Co), miedź (Cu), nikiel (Ni), cynk (Zn), glin (Al) i żelazo (Fe), oznaczono z wykorzystaniem spektrometru mas ICP-MS/TOF OptiMass 9500 firmy GBC.

Uzyskane dane opracowano statystycznie oraz graficznie. Do tego celu wykorzystano program Microsoft Excel, w którym dokonano obliczeń podstawowych statystyk opisowych oraz program Surfer 13, który posłużył do wykreślenia map przestrzennego zróżnicowania badanych pierwiastków z zastosowaniem interpolacji wg metody krigingu oraz przeprowadzenia analizy PCA.

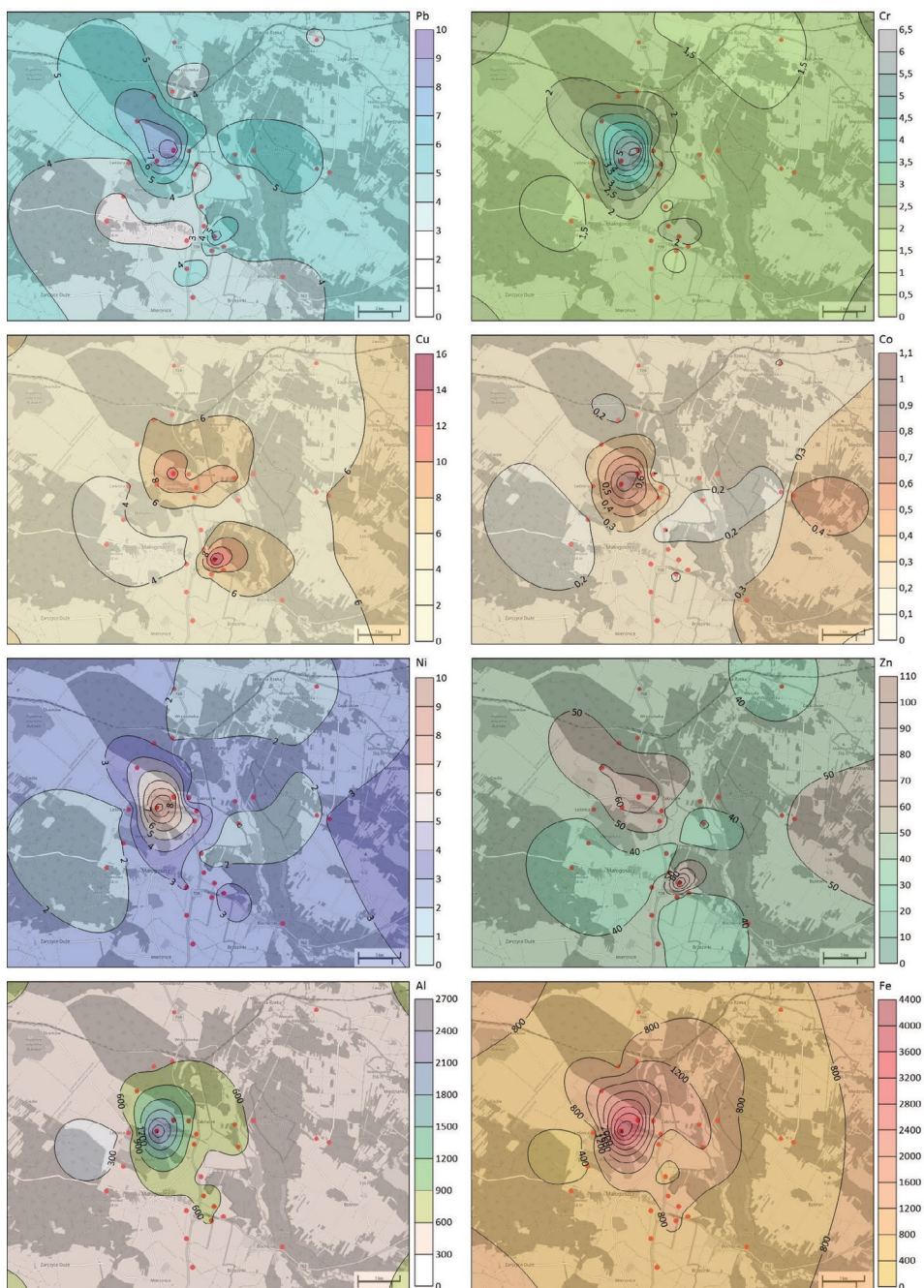


Ryc. 2. Pakiety porostów przygotowane do ekspozycji terenowej
Lichen packages prepared for field exposure

Tabela 1. Zawartość badanych pierwiastków w analizowanych próbkach (czerwonym wypełnieniem oznaczono wartości maksymalne; brązowym – drugie co do wielkości wartości maksymalne; żółtym – wartości powyżej średniej)

Content of the trace elements in the analyzed samples (red shading indicates maximum values; brown shading – second highest maximum values; yellow shading – values above the average)

Nr punktu	Pb	Cr	Co	Cu	Ni	Zn	Al	Fe
	µg g ⁻¹ s.m.							
1	3,9	2,6	0,4	9,6	4,2	49,6	747,6	1281,1
2	3,7	2,4	0,4	6,7	5,0	57,5	667,9	889,4
5	4,9	2,1	0,2	6,8	1,9	63,4	962,2	1428,2
6	4,2	1,3	0,1	4,1	1,8	34,5	530,7	606,4
7	3,4	2,3	0,3	6,1	2,3	39,3	710,1	1230,1
8	4,1	1,2	0,2	6,4	2,5	39,7	625,0	912,2
9	2,4	1,8	0,2	3,9	3,1	39,3	477,6	514,0
11	7,5	5,4	0,8	8,0	9,7	60,5	2470,3	4141,5
12	9,0	5,7	0,7	11,2	7,7	66,1	1578,0	3412,2
13	7,0	3,2	0,3	5,6	4,6	61,2	809,1	1631,9
14	3,2	2,0	0,2	5,2	1,9	42,9	586,2	1186,1
15	4,3	1,7	0,1	4,1	0,9	27,1	636,4	1238,1
16	6,2	2,0	0,2	6,1	2,9	49,5	517,0	738,7
17	7,0	2,5	0,3	15,4	2,2	100,5	674,4	947,1
18	4,6	1,6	0,3	5,5	2,3	41,4	512,2	770,7
19	2,9	1,6	0,2	3,9	2,1	33,8	369,6	382,1
20	3,8	1,9	0,3	3,9	2,2	43,3	377,9	563,5
21	3,6	1,8	0,2	4,4	2,3	41,0	374,1	597,8
22	4,6	1,5	0,3	4,5	2,0	48,3	389,9	653,8
23	2,9	1,4	0,2	3,7	1,3	36,6	358,7	475,0
24	5,7	1,5	0,1	4,4	1,1	42,5	442,4	561,8
25	4,1	1,9	0,2	8,2	3,9	35,5	371,0	648,0
26	4,0	1,7	0,5	6,3	3,5	56,9	455,8	700,6
27	3,9	1,3	0,2	5,8	1,7	34,4	380,7	658,9
28	5,8	1,8	0,3	8,6	2,9	44,2	720,9	1527,4
29	5,3	1,7	0,3	5,3	2,8	48,6	522,5	926,3
30	3,7	1,5	0,3	5,5	2,6	40,4	322,6	502,3
Średnia	4,7	2,1	0,3	6,3	3,0	47,3	651,5	1078,7
Min	2,9	1,3	0,1	3,7	0,9	27,1	322,6	382,1
Max	9,0	5,7	0,8	15,4	9,7	100,5	2470,3	4141,5
Mediana	4,1	1,8	0,2	5,6	2,3	42,9	522,5	770,7
SD	1,6	1,1	0,2	2,6	1,9	14,6	444,5	855,8
Próbka referencyjna	3,4	1,0	0,1	2,2	1,1	28,3	305,1	254,4



Ryc. 4. Przestrzenne zróżnicowanie stężenia analizowanych pierwiastków ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
Spatial distribution of the analyzed trace elements ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)

wynoszącej $2,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Były to wartości wyższe od zanotowanej w próbce referencyjnej: $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Średnia zawartość miedzi w analizowanych próbkach wyniosła $6,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. z wahaniami od 3,7 (punkt 23) do $15,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (punkt 17), i wartością referencyjną $2,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Dla kobaltu wartości kształtowały się w przedziale od 0,1 (punkt 24,15,16 oraz próbka referencyjna) do $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (punkt 11) przy średniej $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Dla niklu wartości kształtowały się w przedziale: 0,9 (punkt 15) – $9,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (punkt 11), a średnia zawartość wyniosła $3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. i była prawie 3-krotnie wyższa od zanotowanej w próbce referencyjnej. Zawartość cynku kształtowała się w przedziale od 27,1 (punkt 15) do $100,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (punkt 17), przy średniej wynoszącej $47,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.

Średnie wartości stężeń analizowanych pierwiastków w plechach porostów wykazały następujący szereg malejący: $\text{Fe} > \text{Al} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Co}$.

Przestrzenne różnicowanie stężenia analizowanych pierwiastków, m.in. miedzi i cynku, wskazuje na dwa główne obszary ich koncentracji: jeden znajduje się w pobliżu cementowni, natomiast drugi – na południe, przy skrzyżowaniach głównych ciągów komunikacyjnych tego rejonu, dróg 728 i 762 (ryc. 4). Zauważalna jest również zwiększona depozycja tych pierwiastków za barierami orograficznymi na wschód od cementowni.

Pozostałe pierwiastki, w tym nikiel, chrom, kobalt, żelazo i glin, charakteryzują się największą zawartością w próbkach porostów w pobliżu cementowni oraz podwyższonymi wartościami na północ i na wschód od zakładu, co ma związek z barierami orograficznymi oraz dominującymi kierunkami wiatrów.

W celu wydzielenia obszarów o zróżnicowanej antropopresji wykonano procedurę aglomeracji metodą Warda. W przeprowadzonej procedurze uzyskano 3 główne klasy (A, B i C) i 2 podklasy w klasie C (C1 i C2) (ryc. 5). W klasie A znalazły się punkty: 17, 12, 11, 13, 5, 26, 2, gdzie odnotowano najwyższe lub bardzo wysokie wartości stężeń pierwiastków. Były one najwyższe ze wszystkich wydzielonych grup (tab. 2).

Drugą klasę B stanowią punkty: 15, 25, 23, 19, 27, 6. Są to punkty położone w najdalszych odległości od cementowni. W tej klasie suma średnich stężeń była najmniejsza, dwukrotnie niższa niż w klasie A.

W klasie C1 znajdują się punkty położone przy drodze krajowej (punkty 1 i 22) oraz w kompleksach leśnych (punkty 16 i 29) w odległości ok. 4 km od cementowni, na kierunkach dominujących wiatrów, co sprzyja wynoszeniu i deponowaniu zanieczyszczeń na tych

Tabela 2. Średnie stężenia pierwiastków w wydzielonych klasach aglomeracji
Average element concentrations in distinguished classes of agglomerations

Pierwiastek	Klasa A	Klasa B	Klasa C1	Klasa C2	Klasa C
	Średnie stężenia w $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.				
Pb	6,2	3,7	5,0	4,0	4,3
Cd	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3
Cr	3,3	1,5	2,0	1,8	1,8
Co	0,4	0,2	0,3	0,2	0,2
Cu	8,6	5,0	6,4	5,3	5,6
Ni	4,9	1,9	3,0	2,2	2,4
Zn	66,6	33,6	49,0	40,1	42,5
Suma	90,4	46,2	65,9	53,9	57,1

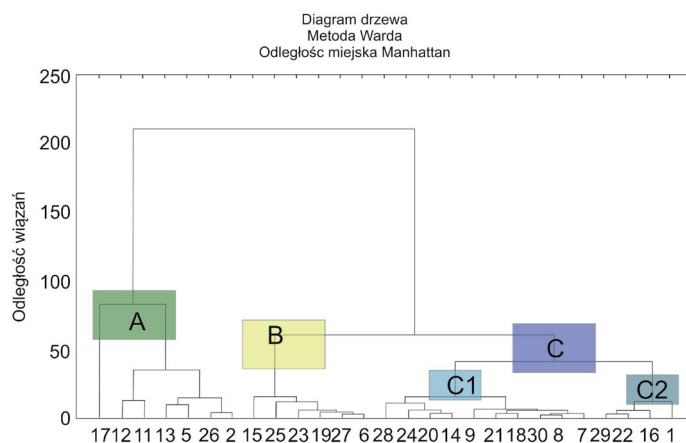
obszarach. W klasie C2 część punktów jest położona przy drodze lub w jej pobliżu (punkty 7, 8, 9, 18, 21) oraz punkty najdalej wysunięte na południe (nr 24, 28 i 20) w odległości od 3 km do 8 km od zakładu.

Stosując metodę analizy głównych składowych (PCA), wyodrębniono cztery główne czynniki tj. PC1, PC2, PC3 i PC4. Łącznie wygenerowały one 69% skumulowanej całkowitej wariancji pierwiastków śladowych w analizowanych próbkach (tab. 3, ryc. 6).

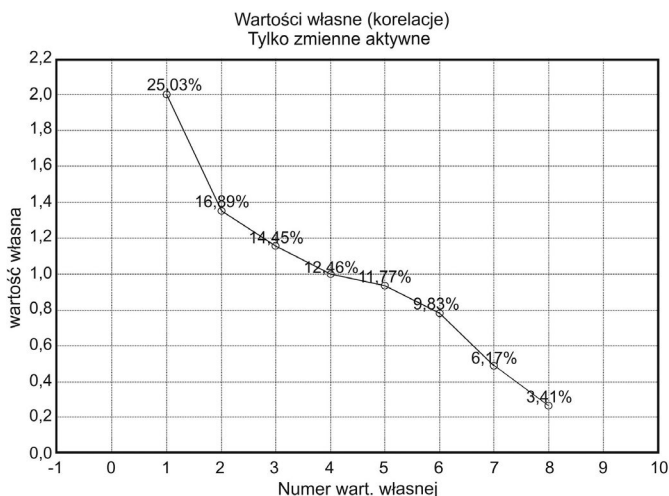
Pierwszy składnik (PC1) generował 25% całkowitej wariancji i wykazywał dużą wagę dla Co. Drugi składnik (PC2) stanowił 17% całkowitej wariancji z najwyższą wagą dla Fe. Trzeci komponent PC3 (14,5% wariancji) wykazał najwyższą wagę dla Cr, a czwarty PC4 dla Ni z wariancją na poziomie 12,5%.

Tabela 3. Analiza głównych składowych (PCA) pierwiastków
Principal Component Analysis (PCA) of Components

Zmienna	Współrzędne czynniki zmiennych, na podstawie korelacji			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Pb	-0,81	0,06	-0,14	0,24
Cr	0,27	0,27	-0,73	-0,34
Co	0,87	-0,1	-0,25	0,09
Cu	-0,02	0,52	0,35	-0,58
Ni	0,29	0,4	0,23	0,62
Zn	0,32	0,51	-0,15	0,26
Al	0,51	-0,07	0,59	-0,15
Fe	-0,23	0,75	0,03	-0,01
%	25,03	16,89	14,45	12,46
Suma	25,03	41,92	56,37	68,83



Ryc. 5. Aglomeracja stężeń pierwiastków w punktach pomiarowych
The agglomeration of element concentrations at measurement points



Ryc. 6. Wykres osypiska dla analizy PCA
Rash chart for PCA analysis

Pierwszy czynnik (PC1) odnosi się do kobaltu, a czwarty czynnik (PC4) do niklu. Wysokie stężenia obu tych pierwiastków są powiązane ze spalaniem w zakładzie przemysłowym paliw kopalnych, takich jak węgiel i ropa naftowa. Drugi czynnik PC2 – żelazo, związany jest z procesem technologicznym produkcji cementu w zakładzie, gdzie jako paliwo wykorzystywane są m.in. opony samochodowe zawierające w swoim składzie znaczące ilości tego pierwiastka. Trzecim czynnikiem PC3 jest chrom. Źródłem emisji chromu ze źródeł przemysłowych są elektrownie opalane węglem zawierającym chrom oraz cementownie.

W przemyśle cementowym głównym źródłem bogatych w metale pyłów jest instalacja piecowa, podgrzewacze, prekalcyulatory, piece obrotowe i chłodniki klinkieru. W szczególności, przychód metali do procesu technologicznego może rosnąć przy stosowaniu węgla i paliw z odpadów. Ponieważ stosowane paliwa mają różną palność, a także z uwagi na wysoką temperaturę, gorące gazy w piecu cementowym zawierają także gazowe związki metali (EC, 2004).

Dyskusja

Według Damps et al. (2013) od 73% do 95% zawartości ołowiu (Pb) w roślinach pochodzi z atmosfery. Średnie dopuszczalne stężenie Pb w powietrzu, według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) i Unii Europejskiej, wynosi $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Jest to również roczna wartość dopuszczalna zawartości Pb i jego związków w pyłe zawieszonym PM_{10} . Naturalna zawartość tego pierwiastka w roślinach wynosi od 0,1 do 3 ppm (Kabata-Pendias, 2011). Średnie stężenie Pb w plechach porostów wyniosło $4,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m., a największe zawartości zanotowano w pobliżu cementowni oraz na północ i na wschód od zakładu z maksimum wynoszącym $9,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m., co ma związek z barierami orograficznymi oraz kierunkami wiatru. Znacznie większe zawartości tego pierwiastka stwierdzono w próbkach porostów pobranych z terenów zurbanizowanych. Józwiak (2012) podaje, że w Kielcach zakres ten

wahała się od 27,6 do 55,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Z kolei Bojko et al. (2004) wykazali, że we Wrocławiu zawartość Pb w analizowanych próbkach wynosiła od 9 do 23 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Z kolei w innych miastach europejskich, np. Burnham Beeches w Wielkiej Brytanii jego poziom w próbkach porostów wynosił średnio 30,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Purvis et al., 2008), a w bardzo silnie zanieczyszczonych miastach azjatyckich wartość ta wynosiła nawet do 45,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Hu & Balasubramanian, 2003). Stwierdzone stężenie Pb było znacznie wyższe niż w badaniach Aslan et al. (2012) wykonanych w pobliżu cementowni Askale w Turcji (0,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.), oraz zbliżone do poziomu wykazanego przez Kozłowskiego i Szweda (2019) w badaniach prowadzonych na terenie całego Białego Zagłębia (6,74 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.).

Żelazo jest szeroko stosowane w różnych gałęziach przemysłu, podlegając bioakumulacji w znacznej ilości, co potwierdzają najwyższe wartości stężeń tego pierwiastka oznaczone w plechach porostów ze średnią 1078,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. W Polsce zawartość tego pierwiastka w analizowanym bioindykatorze na terenach chronionych była podobna i wynosiła od 670 do 2442 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. w Gorczańskim Parku Narodowym (Czarnota, 1995) oraz 815 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. w Świętokrzyskim Parku Narodowym (Gatuszka, 2005). W obszarach zurbanizowanych, takich jak Demirköy w Turcji, zawartość Fe wynosiła 880 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Eğilli et al., 2003), z kolei na Słowacji wahała się między 931 a 15248 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Dzubaj et al., 2008). Na terenie Białego Zagłębia średnia zawartość Fe w plechach porostów była znacznie niższa: 245,58 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Kozłowski i Szwed, 2019).

Źródłem cynku jest przede wszystkim spalanie paliw kopalnych oraz transport samochodowy, głównie ścieranie opon samochodowych. Przeprowadzone badania wykazały, że na analizowanym obszarze podwyższoną zawartość Zn notowano w plechach porostów zebranych w sąsiedztwie głównych dróg. Znacznie wyższe stężenia Zn stwierdzono w Opolu: 166 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Kłos et al., 2008), Świętokrzyskim Parku Narodowym – 121 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Sawicka-Kapusta et al., 2010) oraz w Gorczańskim Parku Narodowym – 83,3-175,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Czarnota, 1995). Podobne stężenia Zn odnotowano w porostach pobranych w Puszczy Boreckiej: 55 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Białońska i Dayan, 2005).

Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego niklem jest ściśle związane z emisjami przemysłowymi i spalaniem paliw. Pierwiastek ten długo utrzymuje się w powietrzu i jest transportowany na znaczne odległości, ponieważ emitowany jest w postaci silnie rozdrobionej. Zawartość Ni w próbkach porostów na obszarach uprzemysłowionych stwierdzono w podobnych wartościach, m.in. w Pizie we Włoszech: 0,01-9,54 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Scerbo et al., 2002) i na obszarze miejskim Dilovasi w Turcji: od 2,7 do 10,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Demiray et al., 2012). W badaniach Aslan et al. (2012) z Turcji poziom Ni w pobliżu cementowni był 10-krotnie wyższy (31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.), natomiast średnia z Białego Zagłębia wynosiła 1,36 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Kozłowski i Szwed, 2019).

Źródłami zanieczyszczenia środowiska związkami miedzi są kopalnie i huty, produkcja pestycydów, herbicydów i nawozów, oraz obecność związków Cu w hamulcach samochodowych. Pierwiastek ten jest jednak stosowany w bardzo wielu gałęziach przemysłu, a jego zawartość podwyższa również spalanie węgla oraz wzmożony ruch samochodowy, co potwierdzają uzyskane wyniki na terenie zlokalizowanym wokół cementowni Lafarge Małogoszcz. Pierwiastek ten posiada bardzo wysoki współczynnik bioakumulacji, co stanowi potencjalne zagrożenie dla środowiska (Kabata-Pendias, 2011). Wyniki badań przy użyciu porostów *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl uzyskane w innym miejscach uprzemysłowionych wykazywały znacznie wyższe wartości: w Kielcach (Polska) zawartość Cu wynosiła średnio 27,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Jóźwiak, 2012), w Körfez (Turcja) wahała się od 8,0 do 26,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.

(Demiray et al., 2012), w Koszycach (Słowacja) wahała się od 9,2 do 68,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Dzuj et al., 2008). Zgodnie z tureckimi badaniami średnia koncentracja miedzi w pobliżu cementowni była niższa i wynosiła 3,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (Aslan et al., 2012), natomiast na terenie Białego Zagłębia kształtowała się w podobnych wartościach (6,96 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.) (Kozłowski i Szwed, 2019).

Wartości aluminium były ponad 10 krotnie niższe niż wykazane w plechach porostów na terenie Turcji w pobliżu cementowni przez Aslan et al. (2012), natomiast były ponad dwukrotnie wyższe niż wykazane przez Kozłowskiego i Szveda (2019) w Białym Zagłębiu.

Według skali naturalności/przemiany środowiska zaproponowanej przez Nimiša et al. (2000), zawartość wyznaczonych pierwiastków śladowych wskazuje tylko dla Fe niską naturalność/silną zmianę (wartości w zakresie 800-1200 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.), dla Al (600-1000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.), Zn (40-65 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.) i Ni (2,0-3,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.) na średnią naturalność, dla Cr (1,2-2,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.) i Pb (4,0-10,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.) na wysoką naturalność, natomiast dla Cu (<7,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.), zawartość wskazuje na bardzo wysoką naturalność środowiska.

Średnie wartości stężeń metali w plechach porostów wykazały następujący szereg malejący: Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr > Co, podobnie jak w przypadku wyników innych badań lichenologicznych prowadzonych w strefach przemysłowych m.in. Nimis et al. (2000), Di Lella et al. (2004), Ng et al. (2006), oraz Balabanova et al. (2012).

Wnioski

Na podstawie przeprowadzanych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Wyniki badań próbek porostów wykazały, iż przez 3 miesięczny czas ekspozycji organizmy te zakumulowały znaczące ilości pierwiastków. Wartości te były kilkukrotnie wyższe od notowanych w próbce referencyjnej, pobranej spoza terenu badań, z maksimum dla Fe (x16,3), Ni (x8,8), Al (x8,1), Co (x8), Cu (x7), Cr (x5,7), Zn (x3,5) i Pb (x2,6).
2. Analiza przestrzennego rozkładu zawartości metali w próbkach pozwoliła na wyznaczenie obszarów o zróżnicowanej antropopresji. Najwyższe wartości odnotowano w punktach położonych w odległości do 2 km od cementowni, z najwyższymi koncentracjami dla Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Co, Al i Fe. Rozkład zanieczyszczeń układa się koncentrycznie wokół cementowni, a ilość deponowanych substancji zmniejsza się wraz ze zwiększaniem odległości od zakładu.
3. Badania potwierdziły tezę, iż Cementownia Lafarge Małgoszcz powoduje znaczące zmiany w całym rejonie badań (ok. 50 km²), wprowadzając do środowiska ładunki pierwiastków takich jak: Pb, Cr, Cu, Co, Ni, Zn, Al, Fe.
4. Na przestrzenne zasięgi kumulacji pierwiastków miały również wpływ warunki meteorologiczne oraz warunki terenowe – ich rozprzestrzenianie zachodziło zgodnie z kierunkami panującego wiatru, a bariery orograficzne i kompleksy leśne, powodowały depozycję zanieczyszczeń przed i za przeszkodą.
5. Porost *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. jest bardzo dobrym bioindykatorem do oceny stanu środowiska przyrodniczego poddanego presji przemysłu cementowego ze względu na wysoką zdolność do kumulacji pierwiastków towarzyszących emisjom pyłom cementowym.

6. Badania zawartości metali ciężkich w porostach *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. są kluczowe dla monitorowania zanieczyszczenia środowiska i oceny jego wpływu na zdrowie ekosystemów. Wyniki tych badań pokazują różnice w poziomach zanieczyszczeń w zależności od lokalizacji i intensywności działalności przemysłowej, co pozwala na skuteczne zarządzanie ochroną środowiska.

Publikację sfinansowano ze środków Uniwersytetu Jana Kochanowskiego w Kielcach w ramach projektu badawczego nr SUPB.RN.24.110.

Ryciny i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi Autorów artykułu.

Piśmiennictwo

- Aslan, A., Gurbuz, H., Kenan Yazici, K., Cicek, A., Turan, M., & Ercisli, S. (2012). Evaluation of lichens as bio-indicators of metal pollution. *Journal of Elementology*, 3, 353-369.
<https://doi.org/10.5601/jelem.2013.18.3.01>
- Balabanova, B., Stafilov, T., Sajn, R., & Baceva, K. (2012). Characterisation of heavy metals in lichen species *Hypogymnia physodes* and *Evernia prunastri* due to biomonitoring of air pollution in the vicinity of copper mine. *International Journal of Environmental Research*, 6(3), 779-794.
<https://doi.org/10.22059/IJER.2012.549>
- Białońska, D., & Dayan, F.E. (2005). Chemistry of the lichen *Hypogymnia physodes* transplanted to an industrial region. *Journal of Chemical Ecology*, 31, 2975-2991.
<https://doi.org/10.1007/s10886-005-8408-x>
- Bojko, A., Bylińska, E., & Jezierski, A. (2004). Determination of the degree of degradation of chlorophyll in epiphytic lichen thalli *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. by extraction with DMSO. *Zeszyty Problemowe Nauk Rolniczych*, 501, 51-59.
- Czarnota, P. (1995). The content of micro- and macroelements in thalli *Hypogymnia physodes* in Gorce National Park – An attempt at lichenoidication. *Parki Narodowe Rezerwy Przyrody*, 14(3), 69-88.
- Conti, M.E., Tudino, M., Stripeikis, J., & Cecchetti, G. (2004). Heavy metal accumulation in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at urban, rural and industrial sites in Central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49, 83-94. <https://doi.org/10.1007/s10874-004-1216-9>
- Damps, K., Zaremski, A., & Macczak, Z. (2013). Roczna ocena jakości powietrza w województwie pomorskim. Raport za rok 2013. Gdańsk: Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Pobrane z: <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/rwms/publications/card/295> (24.05.2024).
- Dąbrowiecki, P., Mucha, D., Gayer, A., Adamkiewicz, Ł., & Badyda, A. (2015). Assessment of air pollution on the respiratory system based on pulmonary function tests performed during spirometry days. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 873, 43-52.
https://doi.org/10.1007/5584_2015_152
- Degórska, A., & Bartnicki, J. (2011). *Udział Polski w atmosferycznym transporcie zanieczyszczeń powietrza na obszarze Europy*. Warszawa: Monografia, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy.

- Demiray, A.D., Yolcubal, I., Akyol, N.H., & Çobanoğlu, G. (2012). Biomonitoring of airborne metals using the lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. *Ecological Indicators*, 18, 632-644. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.024>
- Di Lella, LA., Frati, L., Loppi, S., Protano, G., & Riccobono, F. (2004). Environmental distribution of uranium and other trace elements at selected Kosovo sites. *Chemosphere*, 56, 861-865. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.036>
- Dulewicz, J. (2016). Pyły, ludzie, przyroda. Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego w województwie kieleckim w latach 1975-1989. *Polska 1944/45-1989. Studia i Materiały XIV/2016*.
- Dzubaj, A., Backor, M., Tomko, J., Peli, E., & Tuba, Z. (2008). Tolerance of the lichen *Xanthoria parietina*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(2), 319-326. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.04.002>
- EC. (2004). Zintegrowane Zapobieganie i Ograniczanie Zanieczyszczeń (IPPC). Dokument Referencyjny dla najlepszych dostępnych technik w przemyśle cementowo-wapienniczym. Komisja Europejska. Pobrane z: <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/> (5.07.2024).
- EEA. (2019). Raport: Środowisko Europy 2020 — stan i prognozy. Europejska Agencja Środowiska. Luksemburg: Urząd Publikacji Unii Europejskiej. Pobrane z: https://www.eea.europa.eu/pl/publications/srodowisko-europy-2020-stan/at_download/file (5.07.2024).
- Eğilli (Ölmez), E., Topcuoğlu, S., Kut, D., Kirbaşoğlu, Ç., & Esen, N. (2003). Heavy metals and radionuclides in lichens and mosses in Thrace, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70, 502-508. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0014-4>
- Gałuszka, A. (2005). The chemistry of soils, rocks and plant bioindicators in three ecosystems of the Holy Cross Mountains. *Poland. Environmental Monitoring and Assessment*, 110, 55-70. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-6290-1>
- GIOS Raport. (2023). Roczna ocena jakości powietrza w województwie świętokrzyskim za rok 2022. Kielce: GIOŚ.
- GUS Raport: Statystyki GUS, Polska w liczbach. (2020). Statystyczne Vademecum Samorządowca. Kielce: Bank Danych Lokalnych.
- Hu, G.-P., & Balasubramanian, R. (2003). Wet deposition of trace metals in Singapore. *Water, Air and Soil Pollution*, 144, 285-300. <https://doi.org/10.1023/A:1022921418383>
- Jóźwiak, M.A., & Jóźwiak, M. (2009). Influence of cement industry on accumulation of heavy metals in bioindicators. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 16(3), 323-334.
- Jóźwiak, M. (2010). Biomonitoring środowisk lądowych i wodnych. Tom 3 z *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*. Kielce: Wydawnictwo Uniwersytetu Humanistyczno-Przyrodniczego Jana Kochanowskiego.
- Jóźwiak, M. (2012). Macroscopic changes of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in antropogenic stress conditions. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 13, 51-62.
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton: CRC Press.
- Kłós, A., Rajfur, M., Waclawek, M., & Waclawek, W. (2008). The accumulation of micro- and microelements in mosses and lichens. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 15(3), 397-423.
- Kozłowski, R. (2013). Funkcjonowanie wybranych geoeosystemów Polski w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórza. *Landform Analysis*, 23, 1-150.
- Kozłowski, R., & Szwed, M. (2019). Utilisation of bio- and geoindicators for assessment of the state of natural environment in the south-western part of the Świętokrzyskie Mountains. W: A. Krakowiak-Bal & M. Vaverkova (red.), *Infrastructure and Environment* (pp. 161-168). Cham: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16542-0_22

- Kozłowski, R., Szwed, M., & Żukowski, W. (2019). Pine needles as bioindicator of pollution by trace elements from cement-limestone industry in central eastern Poland. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 14(2), 541-549. <https://doi.org/10.26471/cjees/2019/014/102>
- Nimis, P.L., Andreussi, S., & Pittao, E. (2001). The performance of two lichen species as bioaccumulators of trace metals. *Sciences of The Total Environment*, 275, 43-51. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00852-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00852-4)
- Ng, O.-H., Tan, B.C., & Obbard, J.P. (2006). Lichens as bioindicators of atmospheric heavy metal pollution in Singapore. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123, 63-74. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9120-6>
- Purvis, O.W., Dubb, in W., Chimonides, P.D.J., Jones, G.C., & Read, H. (2008). The multi-element content of the lichen *Parmelia sulcata*, soil, and oak bark in relation to acidification and climate. *Sciences of The Total Environment*, 390, 558-568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.04>
- Sawicka-Kapusta, K., Zakrzewska, M., Bydłoń, G., & Hajduk, J. (2010). Estimation of air pollution in the base stations of the integrated nature monitoring system by heavy metals and Sulphur dioxide in 2001-2009 using lichen *Hypogymnia physodes*. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 11, 63-71.
- Scerbo, R., Ristori, T., Possenti, L., Lampugnani, L., Barale, R., & Barghigiani, C. (2002). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Pisa Province (Tuscany, Italy). *Sciences of The Total Environment*, 286, 27-40. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00959-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00959-7)
- Solon, J., Borzyszkowski, J., Bidłasik, M., Richling, A., Badora, K., Balon, J., Brzezińska-Wójcik, T., Chabudziński, Ł., Dobrowolski, R., Grzegorzczak, I., et al. (2018). Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica*, 91, 143-170. <https://doi.org/10.7163/GPol.0115>
- Sporek, K. (1995). Odczyn kory sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) wskaźnikiem zanieczyszczeń atmosfery pyłami alkalicznymi. *Sylwan*, 139(9), 97-104.
- Szwed, M. (2020). Ocena stanu środowiska przyrodniczego południowo-zachodniej części Gór Świętokrzyskich na podstawie geo- i bioindykatorów. Praca doktorska na Uniwersytecie Jana Kochanowskiego w Kielcach.
- Szwed, M., Kozłowski, R., & Żukowski, W. (2020). Assessment of Air Quality in the South-Western Part of the Świętokrzyskie Mountains Based on Selected Indicators. *Forests*, 499(11), 1-16. <https://doi.org/10.3390/f11050499>
- Świercz, A. (1999). *Wpływ emisji alkalicznej na gleby i bory sosnowe w „Białym Zagłębiu”*. Część 2. Kielce: KTN.
- Świercz, A. (2003). Zawartość pierwiastków metalicznych w glebie, igliwii i korze sosny po zmniejszeniu emisji alkalicznej. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 4, 107-113.
- Świercz, A. (2006). Suitability of pine bark to evaluate pollution caused by cement-lime dust. *Journal of Forest Science*, 52, 93-98.
- Traczewska, T.M. (2011). *Biologiczne metody oceny skażenia środowiska*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- WHO. (2021). Globalne wytyczne jakości powietrza WHO: Pył zawieszony (PM_{2,5} i PM₁₀), ozon, dwutlenek azotu, dwutlenek siarki i tlenek węgla. Streszczenie. Kopenhaga: Regionalne Biuro WHO dla Europy.
- Zając, R. (1979). Przyczyny i stan zagrożenia atmosfery w Białym Zagłębiu. *Prace SGPIS 6*, Warszawa.
- Zakrzewski, S. (2000). *Podstawy toksykologii środowiska*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.

Summary

Air pollution in Europe, including Poland, still exceeds the levels recommended by the World Health Organization (WHO), despite numerous systemic and legal changes. This issue is not only a significant threat to human health but also has a broad impact on the natural environment. Air pollutants are mobile and can affect various environmental components over large areas. Harmful substances inhaled by humans lead to many diseases, negatively impact nature by disrupting photosynthesis, transpiration, and respiration processes, and cause the corrosion of metals and building materials (Degórska and Bartnicki, 2011; Dąbrowiecki et al., 2015).

The cement industry in the Świętokrzyskie region, with plants in Nowiny, Ożarów, and Małogoszcz, plays a significant economic role, generating over 600 jobs. However, the activities of this industry are associated with the emission of dust and gases, which are a significant source of air pollution. The Lafarge Małogoszcz Cement Plant has been classified as one of the most environmentally burdensome plants in the region. Although data from recent years show a downward trend in emissions, these dusts still have a significant impact on the environment both locally and over greater distances through air migration (GUS, 2020; GIOŚ, 2023).

To assess the condition of the natural environment under the influence of the cement industry, biomonitoring was used, which is based on analyzing the reactions of living organisms to pollutants. This method allows for the study of changes occurring in ecosystems at different levels: cellular, individual, and population. The lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. was used in the studies, which is considered one of the best indicators of air sanitary conditions due to its ability to accumulate heavy metals proportionally to their concentrations in atmospheric dust (Jóźwiak, 2010; Traczewska, 2011).

The studies were conducted in the so-called Białe Zagłębie area, covering about 50 km², with the Lafarge Małogoszcz Cement Plant at its center. The lichens were collected from the Borecka Forest, an area with minimal industrial influence, and exposed at measurement points around the cement plant. After three months of exposure, the samples were collected and analyzed in a laboratory, where the content of elements such as Pb, Cr, Co, Cu, Ni, Zn, Al, and Fe was measured.

The results showed variability in the content of elements in the lichens (Table 1), with the highest concentrations of iron (4141.4 μg·g⁻¹ d.w.) and aluminum (2470.3 μg·g⁻¹ d.w.). The lowest values were recorded for copper (0.1 to 0.8 μg·g⁻¹ d.w.). High concentrations of elements, especially at points closest to the cement plant, confirm the significant impact of industrial emissions on the local environment. For example, lead content ranged from 2.4 to 9 μg·g⁻¹ d.w., which is almost a threefold increase compared to the reference value. The average concentration values of the analyzed elements in the lichen thalli showed the following decreasing order: Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr > Co.

The spatial distribution of the analyzed elements showed two main areas of pollution concentration: one near the cement plant and another near national roads, indicating the additional impact of vehicular traffic on air quality (Fig. 4). Using the Ward clustering method, three main classes of measurement points with varying anthropogenic pressure were distinguished. Class A included points with the highest concentrations of elements, located closest to the cement plant, while Class B consisted of points located farthest

away, where concentrations were the lowest. Class C included points with medium concentrations of the analyzed elements.

The studies showed that the cement industry significantly impacts air quality in the region, with the highest concentrations of pollutants near the cement plant. *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. lichens proved to be an effective bioindicator, allowing for precise monitoring and assessment of the environmental condition. The obtained data can be an important source of information for local authorities, governments, and environmental protection institutions, enabling effective actions to protect ecological systems. Knowledge about the impact of pollutants on the environment and the effectiveness of biomonitoring methods are crucial for conducting effective monitoring and environmental protection. The conclusions from the conducted studies may contribute to further development of technologies that reduce emissions and the introduction of stricter environmental standards, which in turn can improve air quality and the health of the region's residents.