

Podsumowanie

Zgodnie z oczekiwaniami, zmodyfikowany kolagen przyczynił się pozytywnie do zwiększenia podatności na biorozkład filmów lateksowych. Dodatek adduktu wpływa także na wzrost elastyczności oraz będzie prawdopodobnie stanowił ochronę przed promieniowaniem ultrafioletowym. Ponadto uzyskano dobre wyniki dla kompozycji zawierających poli(alkohol winylowy), którego aplikacja wpływa na polepszenie właściwości mechanicznych błon oraz zwiększenie ich podatności do biorozkładu.

Literatura

[1] Leja K., Lewandowicz G., 2010, Polymer Biodegradation and Biodegradable Polymers – a Review, Polish Journal of Environment Studies 255-26.

[2] Tshela Ntumba Y.-H., Przepiorkowska A., Prochoń M., 2014, The Effect of Enzymatic Keratin Hydrolysate on the Susceptibility of Cellulosic-Elastomeric Material to Biodecomposition, International Journal of Chemical, Nuclear, Metallurgical and Materials Engineering 8(6), 557-561.

[3] Ghanbarzadeh B., Almasi H., Biodegradation – Life of Science, ISBN 978-953-51-1154-2, 2013.

[4] Lu D. R., Xiao C. M., Xu S. J., 2009, Starch-based completely biodegradable polymer materials, eXPRESS Polymer Letters, 3(6), 366–375.

[5] Dorozhkin S. V., 2011, Biocomposites and hybrid biomaterials based on calcium orthophosphates, Biomater. 1(1), 3-56.

[6] Sionkowska A., Kozłowska J., 2010, Properties and modification of porous 3-D collagen/hydroxyapatite composites, International Journal of Biological Macromolecules, 52, 250–259.

[7] Pei Y., Yang J., Liu P., Xu M., Zhang X., Zhang L., 2013, Fabrication, properties and bioapplications of cellulose/collagen hydrolysate composite films, Carbohydrate Polymers, 92(2).

[8] Langmaier F., Mládek M., Mokrejš P., 2009, Hydrogels of collagen hydrolysate cross-linked with dialdehyde starch, Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, 98, 807–812.

[9] Langmaier F., Mokrejš P., Kolomaznik K., Mladek M., 2008, Biodegradable packing materials from hydrolysates of collagen waste proteins, Waste Management, 28(3), 549-556.

Justyna Wróbel, Magdalena Długosz-Lisiecka

justwrob@wp.pl, mdlugosz@mitr.p.lodz.pl

Międzyresortowy Instytut Techniki Radiacyjnej, Wydział Chemiczny, Politechnika Łódzka

Badanie rozkładu stężeń ^{210}Po i ^{210}Pb w mchach i porostach

Streszczenie:

W ramach badań dokonano analizy rozkładu stężeń dwóch radionuklidów ^{210}Pb i ^{210}Po w wybranych biomarkarach: mchach *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* i porostach z gatunku *Hypogymnia physodes*. W mchach aktywności radionuklidów zależą od możliwości akumulacyjnych poszczególnych części morfologicznych biomarkera. Zarówno stężenie ^{210}Pb jak i ^{210}Po wykazują charakterystyczne tendencje, przy czym największe ich zawartości, sięgające nawet wartości 850 Bq/kg zidentyfikowano w chwytниках mchów. Stosunki stężenia $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ wykazują sezonowe zmiany, co wskazuje na różny udział źródeł emisji tych izotopów w okresie letnim i zimowym. W przypadku gatunku porostu największe stężenie ^{210}Po sięgające około 250 Bq/kg zidentyfikowano we fragmentach plechy o największej powierzchni.

Słowa kluczowe: biomonitoring, ^{210}Pb i ^{210}Po w powietrzu, radionuklidy w środowisku

Wstęp:

W powietrzu atmosferycznym występuje cały szereg pierwiastków promieniotwórczych różnego pochodzenia. Dominującą część stanowią izotopy z naturalnych szeregów promieniotwórczych, głównie uranowo-radowego i torowego, które w wyniku działalności przemysłowej ulegają wzbogaceniu [1]. Szczególnie mocno wzbogacane są pierwiastki polonu i ołowiu. Polon ma wiele izotopów promieniotwórczych, spośród których najważniejszym i najtrwalszym jest ^{210}Po o czasie połowicznego zaniku 138,4 dni. ^{210}Po powstaje w powietrzu naturalnie w wyniku rozpadu ^{222}Rn , ale emitowany jest również w wyniku energetycznych procesów spalania i wysokotemperaturowych procesów technologicznych [2]. W wyniku takich procesów polon tworzy lotne związki i szybko kondensuje na drobnych pyłach, które łatwo przedostają się do atmosfery pomimo stosowania wielopoziomowych systemów odpylania [3]. Ponadto polon okazuje się być pierwiastkiem szkodliwym

w dwojaki sposób: jest promieniotwórczy (emiter cząstek α) i toksyczny.

Ołów wykazuje podobne pochodzenie jak polon. Związki tego pierwiastka są truciznami i kumulują się w organizmie. Szczególnie interesującym jest izotop promieniotwórczy ^{210}Pb o czasie połowicznego zaniku 22,3 lata. Emituje on głównie promieniowanie β . Oba izotopy ^{210}Pb i ^{210}Po , choć związane z tymi samymi źródłami pochodzenia, wykazują różne zachowanie w środowisku, w tym również w organizmach roślinnych takich jak mchy, czy porosty [4].

Mchy i porosty jako klasyczne biomonitory wykazują ograniczoną amplitudę ekologiczną. Do pewnych zanieczyszczeń mogą się przystosować, jednak niektóre zmiany w ich środowisku, zbyt drastyczne, powodują często ich śmierć. W zależności od stopnia zanieczyszczenia dany teren zamieszkują wyłącznie te organizmy, których amplituda ekologiczna akceptuje stan skażenia. Mchy i porosty mają zdolność akumulowania różnych związków z powietrza, w tym toksycznych i promieniotwórczych. Analiza radiochemiczna różnych fragmentów organizmów mchów i porostów pozwala określić stężenie pochłoniętych radionuklidów ^{210}Po i ^{210}Pb oraz zbadać ich korelacje [5].

Celem pracy była ocena korelacji ^{210}Pb i ^{210}Po w strukturach morfologicznych mchów i porostu. Biorąc pod uwagę dostępność i różnorodność gatunkową do oceny stężenia tych radionuklidów wybrano mchy *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* i porost *Hypogymnia physodes*.



Zdjęcie 1. Wysuszona próbka *Hypogymnia physodes*
(fot. Justyna Wróbel)

Metodyka badań

W celu przeprowadzenia analiz pobrano około ~10 próbek bioindykatorów, wykonano ich selekcję gatunkową, a następnie poddano analizie radiochemicznej. W ramach badań próbki zostały zebrane na terenach lasów, parków.

Po wysuszeniu w temperaturze pokojowej, każda próbka została odważona i poddana pomiarowi spektrometrycznemu na zawartość ^{210}Pb , a następnie ^{210}Po .

Metodyka oznaczania ^{210}Pb :

Mchy *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* zostały podzielone na 3 części tj. chwytniki, łodygi i listki, a następnie odważone po ok. 2g. Plecha porostu *Hypogymnia physodes* została podzielona na dwie części tj. część dużą i małą. Wyselekcjonowany materiał został sprasowany do postaci cienkich krążków o średnicy ok. 5cm i wysokości 2mm. Tak przygotowana próbka została poddana analizie na spektrometrze promieniowania γ w trybie antykoincydencji w czasie 80 000 sec. Przyjęty czas pomiarowy zapewniał błąd pomiarowy poniżej 10%.

Zastosowany spektrometr promieniowania γ z detektorem HPGe sprzężony z aktywną osłoną antykoincydencyjną zapewnił dobrą jakość pomiarową ^{210}Pb , dzięki nawet 10-krotnemu obniżeniu tła. Uruchomienie aktywnej osłony jest szczególnie istotne dla oznaczeń niskich aktywności w małych próbkach.

Metodyka oznaczania ^{210}Po :

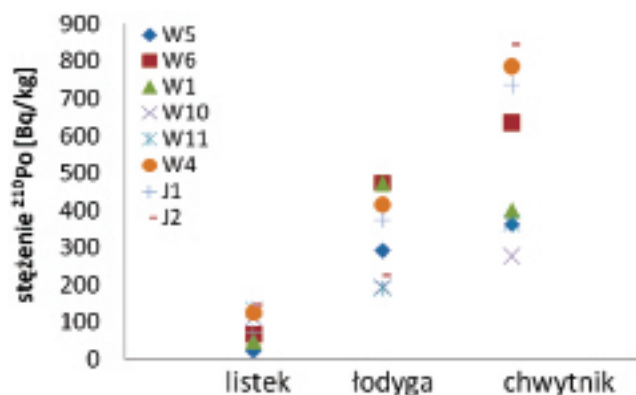
Po zakończonym pomiarze na spektrometrze promieniowania gamma próbka została umieszczana w zlewce i zalewana 5 ml stężonego kwasu HCl oraz 3ml stężonego kwasu HNO_3 . Po odparowaniu pozostałość zalewano 100 ml 1M HCl. Do wydzielenia ^{210}Po wykorzystano jego zdolność do osadzania się na metalach szlachetnych. W obecności srebra i w temperaturze 70°C następuje spontaniczna depozycja polonu. W naczyniu umieszcza się również wewnętrzny materiał referencyjny ^{208}Po dla oceny wydajności depozycji. Pomiar spektrometrią promieniowania α izotopu ^{210}Po obejmuje zwykle 80 000 sec. Względny błąd pomiarowy w tych analizach był w zakresie od 4-6%.

Wyniki:

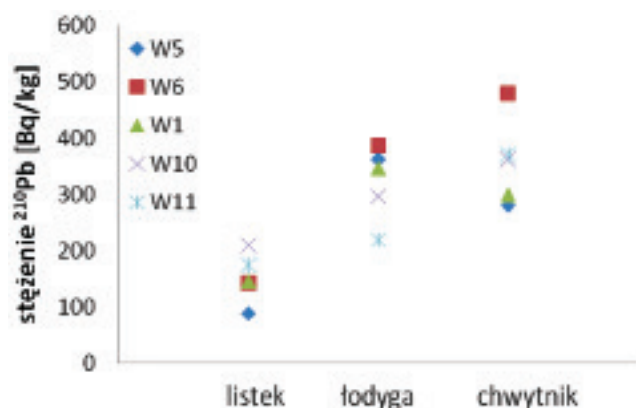
Dotąd przeanalizowano osiem próbek mchów z zachowaniem podziału na 3 części oraz dwie próbki porostów. Wstępne badania pozwalają zauważyć pewne prawidłowości:

- typowy rozkład stężeń aktywności zarówno ^{210}Po i ^{210}Pb zależny od części morfologicznej biomarkera (Rysunek 1 i 2),
- stosunek ^{210}Po do ^{210}Pb zależny od udziału źródeł emisji tych radionuklidów (Tabela 1),
- różny poziom stężeń ^{210}Po zależny od powierzchni plechy porostu (Tabela 2).





Rysunek 1. Zmiana stężenia ^{210}Po , A_{po} w listkach, łodydze i chwytlikach mchów



Rysunek 2. Zmiana stężenia ^{210}Pb , A_{pb} w listkach, łodydze i chwytlikach mchów

Zarówno stężenie ^{210}Po , A_{po} jak i ^{210}Pb , A_{pb} wykazuje ciekawą tendencję rozkładu w poszczególnych fragmentach morfologicznych badanych mchów (Rysunek 1 i 2). Wszystkie próbki zostały pobrane w jednej lokalizacji, w różnych porach roku, co pozwoliło na ocenę sezonowych zmian tych stężeń.

Tabela 1. Stosunek stężenia ^{210}Po i ^{210}Pb , $A_{\text{po}}/A_{\text{pb}}$ w pięciu próbkach mchów.

Część morfologiczna	$A_{\text{po}}/A_{\text{pb}}$				
	W5	W6	W1	W10	W11
listki	0,256	0,466	0,325	0,532	0,762
łodygi	0,805	1,220	1,359	0,658	0,869
chwytniki	1,291	1,319	1,335	0,768	0,980

Próbki W5, W6 i W1 zostały pobrane w okresie letnim, podczas gdy próbki W10 i W11, w okresie zimy. Zmiany sezonowe stężeń znalazły swoje odzwierciedlenie w charak-

terystycznej zmianie stosunków. W sezonie letnim średnio około 30% ^{210}Po względem ^{210}Pb zdeponowany jest w listkach, natomiast w okresie zimowym udział ^{210}Po podwaja się. Dla odmiany w chwytlikach w okresie lata obserwuje się średnio 30% nadwyżkę aktywności ^{210}Po względem ^{210}Pb . Zimą ta tendencja redukuje się. Zaobserwowane zmiany związane są z udziałem różnych źródeł emisji obu izotopów oraz dodatkowo transportem składników w obrębie rośliny.

Najlepsze możliwości akumulacyjne metali wykazują chwytniki, podczas gdy to listki odpowiadają za pobór składników odżywczych. W przypadku porostów najefektywniejsze pozyskiwanie składników wykazują duże fragmenty plechy (Tabela 2).

Tabela 2. Stężenie A_{po} w porostach we fragmentach plechy o dużej i małej powierzchni

Wielkość plechy	A_{po}	
	L10	L12
mała	120,6	167,8
duża	202,9	243,9

Podsumowanie:

Poszczególne fragmenty mchów i porostów wykazują różną zdolność akumulowania pierwiastków pobieranych z atmosfery. Na podstawie przeprowadzonych analiz można wnioskować, iż rozkład stężeń w sposób istotny zmienia się wraz ze zmianą sezonowych udziałów źródeł emisji oraz transportem składników mineralnych w obrębie rośliny.

Literatura:

[1] Uğur A., Özden B., Saç M. M., Yener G., Altınbaş Ü., Kurucu Y., Bolca M., 2004, Lichens and mosses for correlation between trace elements and ^{210}Po in the areas near coal-fired power plant at Yatağan, Turkey, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 259(1), 87–92.

[2] Mora J. C., Roblesa B., Corbacho J. A., Gascó C., Gázquez M. J., 2011, Modelling the behaviour of ^{210}Po in high temperature processes, Journal of Environmental Radioactivity, 102, 520-526.

[3] Emel Sert, Aysun Uğur, Banu Özden, Müslim Murat Saç, Berkay Camgöz, 2011, Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around coal-fired power plants in Western Turkey, Journal of Environmental Radioactivity, 102, 535-542.

[4] Murray Matthews K., Kimb Ch., Martin P., 2007, Determination of ^{210}Po in environmental materials: A review of analytical methodology, Applied Radiation and Isotopes, 65, 267-279.

[5] Bargagli R., Monaci F., Borghini F. Bravi F., Agnorelli C., 1995, Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on Hypnum cupressiforme and Parmelia caperata in a former mining district in Italy, Environmental pollution, 89, 169-175.