

科技部補助專題研究計畫報告

台灣與境外食用菇類與栽種介質的放射性核種分布之初探

報告類別：成果報告

計畫類別：個別型計畫

計畫編號：MOST 109-2623-E-020-001-NU

執行期間：109年01月01日至109年12月31日

執行單位：國立屏東科技大學環境工程與科學系

計畫主持人：陳庭堅

共同主持人：葉一隆

計畫參與人員：碩士級-專任助理：黃韋翔

碩士級-專任助理：蔡享駿

碩士級-專任助理：張智全

碩士班研究生-兼任助理：黃朝敏

博士班研究生-兼任助理：劉詠瑜

本研究具有政策應用參考價值：否 是，建議提供機關
(勾選「是」者，請列舉建議可提供施政參考之業務主管機關)

本研究具影響公共利益之重大發現：否 是

中華民國 110 年 03 月 31 日

中文摘要：香菇是人類普遍的食物之一，也是台灣重要的農業產業。放射性核種很容易在菇類傳輸與累積，不同類型的菇類與放射性核種有不同的傳輸與累積放射性核種能力。另外菇類基質(生長培養基)也影響菇類的放射性核種傳輸與累積。文獻報導的菇類放射性核種的傳輸與累積主要針對野生菇類，另外台灣對菇類放射性核種的傳輸與累積研究仍然有限。鑑於食品安全，本研究探討市售最普遍的三種菇類(香菇、洋菇、金針菇)天然放射性核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra)的傳輸與菇類和種植基質間的轉移影響因素。同時探討市售菇類成品與菇類種植場天然核種活度的差異。現地傳輸與活度之樣品採集台灣中部地區之太空包基質及香菇、段木基質及段木香菇、堆肥基質及洋菇、木屑基質及金針菇等樣本。研究菇類放射性核種的活度以及種植基質和菇類之間天然放射性核種的轉移因子。此外，本研究也針對台灣市售香菇、洋菇、金針菇以及國外進口香菇進行放射性核種的分析。

三種菇類(含栽植與市售與進口)核種 ^{40}K 活度大小依序：洋菇(1557 ± 114 Bq/kg-乾重) > 金針菇 (1098 ± 141 Bq/kg-乾重) > 香菇 (742 ± 130 Bq/kg-乾重)，3種菇類 ^{40}K 活度有顯著差異($p<0.001$)。菇類核種 ^{232}Th 活度洋菇 (4.82 ± 1.73 Bq/kg-乾重)、金針菇 (4.09 ± 1.60 Bq/kg-乾重)與香菇 (4.85 ± 1.40 Bq/kg-乾重)，3種菇類 ^{232}Th 活度無顯著差異。菇類核種 ^{226}Ra 活度洋菇 (5.41 ± 2.04 Bq/kg-乾重)、金針菇 (4.64 ± 1.97 Bq/kg-乾重)與香菇 (5.69 ± 2.27 Bq/kg-乾重)，3種菇類 ^{226}Ra 活度無顯著差異($p>0.05$)。比較現地採集與市售3種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種活度(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)，顯示現地栽植菇類與市售菇類3種天然核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra)各別核種活度無顯著差異。國產與進口乾香菇核種 ^{40}K 活度，平均活度分別為 837.1 ± 119.2 Bq/kg 和 664.0 ± 128.0 Bq/kg，國產香菇 ^{40}K 活度高於進口香菇 ^{40}K 活度($p=0.003$)。進口乾香菇僅有1個樣品檢測到核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度為 2.79 Bq/kg (^{232}Th)與 2.06 Bq/kg (^{226}Ra)，低於國內市售平均活度 5.34 Bq/kg (^{232}Th)與 6.38 Bq/kg (^{226}Ra)。現地栽植3種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)基質與菇體核種活度的傳輸因子，因基質與菇類有差異。段木栽植香菇 ^{40}K 之TF顯著大於太空包栽植香菇、洋菇與金針菇之TF值($p<0.001$)。太空包栽植與段木栽植香菇以及金針菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF顯著大於洋菇TF($p<0.001$)。攝食菇類的 ^{40}K 有效劑量(1.49

中文關鍵詞：天然放射性核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)、香菇、洋菇、金針菇、傳輸因子、年攝食有效劑量

英文摘要：Mushroom is one of the popular foods for the human being, and it is also an important agricultural industry in Taiwan. Radionuclides are easy to transport and accumulate in mushrooms. Different types of mushrooms and radionuclides have different mobility and accumulation capabilities. The mushroom substrate (growth medium) also affects the mobility and accumulation of radionuclides in mushrooms. The mobility and accumulation of mushroom radionuclides reported in the literature are mainly for

wild mushrooms. In Taiwan, the researches of radionuclides mobility and accumulation in the mushroom are limited. In view of food safety, this study explored the factors affecting the transport of natural radionuclides (^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra) of the three most common mushrooms on the market (*Lentinula edodes*, *Flammulina velutipes*, and *Agaricus bisporus*). The transfer factor (TF) between mushrooms and growth substrates was calculated. At the same time, this study compared the activity concentrations of nuclides for the commercial mushroom products and the mushroom planting in the field. The field samples were mostly collected from the central area of Taiwan. The growth media for *Lentinula edodes* included flexible freight bags (FIBC bag) packed substrates and the wood. The *Agaricus bisporus* growth median was compost, and the *Flammulina velutipes* growth median was sawdust substrates. Also, this study analyzed the radionuclide species of imported *Lentinula edodes* sold in Taiwan. The quantity order of activity concentration for ^{40}K were *Agaricus bisporus* (1557 ± 114 Bq/kg-DM) > *Flammulina velutipes* (1098 ± 141 Bq/kg-DM) > *Lentinula edodes* (742 ± 130 Bq/kg-DM) ($p<0.001$). The activity concentrations for ^{232}Th were *Agaricus bisporus* (4.82 ± 1.73 Bq/kg-DM), *Flammulina velutipes* (4.09 ± 1.60 Bq/kg-DM), and *Lentinula edodes* (4.85 ± 1.40 Bq/kg-DM). The activity concentrations for ^{226}Ra were *Agaricus bisporus* (5.41 ± 2.04 Bq/kg-DM), *Flammulina velutipes* (4.64 ± 1.97 Bq/kg-DM), and *Lentinula edodes* (5.69 ± 2.27 Bq/kg-DM). The activity concentrations were insignificantly different among the three mushrooms for ^{232}Th and ^{226}Ra . The activity concentrations were insignificantly different among the commercial product and collected from field samples for individual nuclides. The ^{40}K activity concentrations were 837 ± 119 Bq/kg, and 664 ± 128 Bq/kg for domestic and imported dried *Lentinula edodes*, respectively that the activity of domestic sample higher than imported samples ($p=0.003$). Only one sample of imported dried *Lentinula edodes* detected nuclides ^{232}Th and ^{226}Ra with activities of 2.79 Bq/kg (^{232}Th) and 2.06 Bq/kg (^{226}Ra), which were lower than the domestic *Lentinula edodes* with an average activity of 5.34 Bq/kg (^{232}Th) and 6.38 Bq/kg (^{226}Ra). The ^{40}K TF values of *Lentinula edodes* planted in wood were significantly greater than the TF value of *Lentinula edodes* planted in the FIBC bag, *Agaricus bisporus*, and *Flammulina velutipes*. The ^{232}Th and ^{226}Ra TFs of *Lentinula edodes* and *Flammulina velutipes* were insignificantly higher than *Agaricus bisporus*. The annual internal effective dose of ^{40}K (1.49 ± 0.53 $\mu\text{Sv}/\text{y}$) was significantly greater than ^{232}Th (0.25 ± 0.08 $\mu\text{Sv}/\text{y}$) and

^{226}Ra (0.35 ± 0.14 $\mu\text{Sv}/\text{y}$). The three radionuclides' annual effective dose ranged from 0.82 to 3.50 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ and with an average of 1.95 ± 0.63 $\mu\text{Sv}/\text{y}$. The annual effective dose presented in this study is within the range of the annual effective dose of natural radionuclides reported in the literature.

英文關鍵詞：Natural radionuclide (^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra), *Lentinula edodes*, *Flammulina velutipes*, *Agaricus bisporus*, transport factor, annual internal effective dose.

科技部補助專題研究計畫成果報告

(期中進度報告/期末報告)

台灣與境外食用菇類與栽種介質的放射性核種分布之初探

Study on the distribution of radioactive nucleus of mushroom in Taiwan and abroad.

計畫類別：個別型計畫 整合型計畫

計畫編號：MOST 109-2623-E-020-001-NU

執行期間：109 年 01 月 01 日至 109 年 12 月 31 日

執行機構及系所：國立屏東科技大學環境工程與科學系

計畫主持人：陳庭堅 教授

共同主持人：葉一隆 教授

計畫參與人員：黃韋翔、劉詠瑜、蔡享駿、張智全、黃朝敏

本計畫除繳交成果報告外，另含下列出國報告，共0份：

執行國際合作與移地研究心得報告

出席國際學術會議心得報告

出國參訪及考察心得報告

中 華 民 國 109 年 03 月 31 日

目錄

中文摘要:	I
英文摘要:	II
一、前言	1
二、實驗方法與材料	4
三、結果與討論	6
四、結論	16
五、參考文獻	17

中文摘要:

香菇是人類普遍的食物之一，也是台灣重要的農業產業。放射性核種很容易在菇類傳輸與累積，不同類型的菇類與放射性核種有不同的傳輸與累積放射性核種能力。另外菇類基質(生長培養基)也影響菇類的放射性核種傳輸與累積。文獻報導的菇類放射性核種的傳輸與累積主要針對野生菇類，另外台灣對菇類放射性核種的傳輸與累積研究仍然有限。鑑於食品安全，本研究探討市售最普遍的三種菇類(香菇、洋菇、金針菇)天然放射性核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra)的傳輸與菇類和種植基質間的轉移影響因素。同時探討市售菇類成品與菇類種植場天然核種活度的差異。現地傳輸與活度之樣品採集台灣中部地區之太空包基質及香菇、段木基質及段木香菇、堆肥基質及洋菇、木屑基質及金針菇等樣本。研究菇類放射性核種的活度以及種植基質和菇類之間天然放射性核種的轉移因子。此外，本研究也針對台灣市售香菇、洋菇、金針菇以及國外進口香菇進行放射性核種的分析。

三種菇類(含栽植與市售與進口)核種 ^{40}K 活度大小依序:洋菇 (1557 ± 114 Bq/kg-乾重) > 金針菇 (1098 ± 141 Bq/kg-乾重) > 香菇 (742 ± 130 Bq/kg-乾重)，3 種菇類 ^{40}K 活度有顯著差異($p<0.001$)。菇類核種 ^{232}Th 活度洋菇 (4.82 ± 1.73 Bq/kg-乾重)、金針菇 (4.09 ± 1.60 Bq/kg-乾重)與香菇 (4.85 ± 1.40 Bq/kg-乾重)，3 種菇類 ^{232}Th 活度無顯著差異。菇類核種 ^{226}Ra 活度洋菇(5.41 ± 2.04 Bq/kg-乾重)、金針菇 (4.64 ± 1.97 Bq/kg-乾重)與香菇(5.69 ± 2.27 Bq/kg-乾重)，3 種菇類 ^{226}Ra 活度無顯著差異($p>0.05$)。比較現地採集與市售 3 種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種活度(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)，顯示現地栽植菇類與市售菇類 3 種天然核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra)各別核種活度無顯著差異。國產與進口乾香菇核種 ^{40}K 活度，平均活度分別為 837.1 ± 119.2 Bq/kg 和 664.0 ± 128.0 Bq/kg，國產香菇 ^{40}K 活度高於進口香菇 ^{40}K 活度($p=0.003$)。進口乾香菇僅有 1 個樣品檢測到核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度為 2.79 Bq/kg (^{232}Th)與 2.06 Bq/kg (^{226}Ra)，低於國內市售平均活度 5.34 Bq/kg (^{232}Th)與 6.38 Bq/kg (^{226}Ra)。現地栽植 3 種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)基質與菇體核種活度的傳輸因子，因基質與菇類有差異。段木栽植香菇 ^{40}K 之 TF 顯著大於太空包栽植香菇、洋菇與金針菇之 TF 值($p<0.001$)。太空包栽植與段木栽植香菇以及金針菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之 TF 顯著大於洋菇 TF($p<0.001$)。攝食菇類的 ^{40}K 有效劑量 (1.49 ± 0.53 $\mu\text{Sv}/\text{y}$)顯著大於 ^{232}Th (0.25 ± 0.08 $\mu\text{Sv}/\text{y}$)與 ^{226}Ra (0.35 ± 0.14 $\mu\text{Sv}/\text{y}$)。3 核種相加之年攝食有效劑量介於 $0.82 - 3.50$ $\mu\text{Sv}/\text{y}$ ，平均 1.95 ± 0.63 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ ，本研究 3 核種相加之年攝食有效劑量仍在文獻報導的天然核種年攝食有效劑量範圍內。

關鍵詞：天然放射性核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)、香菇、洋菇、金針菇、傳輸因子、年攝食有效劑量。

英文摘要:

Abstract

Mushroom is one of the popular foods for the human being, and it is also an important agricultural industry in Taiwan. Radionuclides are easy to transport and accumulate in mushrooms. Different types of mushrooms and radionuclides have different mobility and accumulation capabilities. The mushroom substrate (growth medium) also affects the mobility and accumulation of radionuclides in mushrooms. The mobility and accumulation of mushroom radionuclides reported in the literature are mainly for wild mushrooms. In Taiwan, the researches of radionuclides mobility and accumulation in the mushroom are limited. In view of food safety, this study explored the factors affecting the transport of natural radionuclides (^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra) of the three most common mushrooms on the market (*Lentinula edodes*, *Flammulina velutipes*, and *Agaricus bisporus*). The transfer factor (TF) between mushrooms and growth substrates was calculated. At the same time, this study compared the activity concentrations of nuclides for the commercial mushroom products and the mushroom planting in the field. The field samples were mostly collected from the central area of Taiwan. The growth media for *Lentinula edodes* included flexible freight bags (FIBC bag) packed substrates and the wood. The *Agaricus bisporus* growth median was compost, and the *Flammulina velutipes* growth median was sawdust substrates. Also, this study analyzed the radionuclide species of imported *Lentinula edodes* sold in Taiwan. The quantity order of activity concentration for ^{40}K were *Agaricus bisporus* (1557 ± 114 Bq/kg-DM) > *Flammulina velutipes* (1098 ± 141 Bq/kg-DM) > *Lentinula edodes* (742 ± 130 Bq/kg-DM) ($p<0.001$). The activity concentrations for ^{232}Th were *Agaricus bisporus* (4.82 ± 1.73 Bq/kg-DM), *Flammulina velutipes* (4.09 ± 1.60 Bq/kg-DM), and *Lentinula edodes* (4.85 ± 1.40 Bq/kg-DM). The activity concentrations for ^{226}Ra were *Agaricus bisporus* (5.41 ± 2.04 Bq/kg-DM), *Flammulina velutipes* (4.64 ± 1.97 Bq/kg-DM), and *Lentinula edodes* (5.69 ± 2.27 Bq/kg-DM). The activity concentrations were insignificantly different among the three mushrooms for ^{232}Th and ^{226}Ra . The activity concentrations were insignificantly different among the commercial product and collected from field samples for individual nuclides. The ^{40}K activity concentrations were 837 ± 119 Bq/kg, and 664 ± 128 Bq/kg for domestic and imported dried *Lentinula edodes*, respectively that the activity of domestic sample higher than imported samples ($p=0.003$). Only one sample of imported dried *Lentinula edodes* detected nuclides ^{232}Th and ^{226}Ra with activities of 2.79 Bq/kg (^{232}Th) and 2.06 Bq/kg (^{226}Ra), which were lower than the domestic *Lentinula edodes* with an average activity of 5.34 Bq/kg (^{232}Th) and 6.38 Bq/kg (^{226}Ra). The ^{40}K TF values of *Lentinula edodes* planted in wood were significantly greater than the TF value of *Lentinula edodes* planted in the FIBC bag, *Agaricus bisporus*, and *Flammulina velutipes*. The ^{232}Th and ^{226}Ra TFs of *Lentinula edodes* and *Flammulina velutipes* were insignificantly higher than *Agaricus bisporus*. The annual internal effective dose of ^{40}K (1.49 ± 0.53 $\mu\text{Sv}/\text{y}$) was significantly greater than ^{232}Th (0.25 ± 0.08 $\mu\text{Sv}/\text{y}$) and ^{226}Ra (0.35 ± 0.14 $\mu\text{Sv}/\text{y}$). The three radionuclides' annual effective dose ranged from 0.82 to 3.50 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ and with an average of 1.95 ± 0.63 $\mu\text{Sv}/\text{y}$. The annual effective dose presented in this study is within the range of the annual effective dose of natural radionuclides reported in the literature.

Key words: Natural radionuclide (^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra), *Lentinula edodes*, *Flammulina velutipes*, *Agaricus bisporus*, transport factor, annual internal effective dose.

一、前言

菇類是人類日常生活中重要的食物之一，也是台灣重要農業產業。1960-1970 年代我國洋菇罐頭外銷量在為世界第一名，曾有洋菇王國的美譽。菇類有豐富營養，味道鮮美，且含多種生物活性物質，如多醣體、麥角固醇、核苷酸、蛋白多醣、核酸、有機鎂與纖維素等，具有抗腫瘤、免疫調節、降血糖、降血壓、降膽固醇、抗細菌病毒及延緩骨質疏鬆等保健功效(Lindequist et al., 2005)。近年隨著養生風氣之盛行，國人對於菇類產品需求更是大增。農糧署統計我國新鮮菇類產值約接近台幣 100 億元，佔蔬菜總產值台幣 475 億元之 18% 左右，顯示菇類產業是國內極為重要的農業產業以及重要的蔬食。台灣菇類主要產區分布於台中縣、彰化縣及南投縣，以香菇、洋菇及金針菇為大宗，而近年來也開發杏鮑菇、秀珍菇、鴻喜菇及珊瑚菇等新興菇類。表 1 列台灣主要生產的菇類種植面積、數量年產量，顯示段木香菇年產量最高。

天然放射性核種是平常人類內部和外部輻射暴露的主要來源。由於背景活度、氣候和農業條件不同，食品中存在的天然放射性核種活度差異很大(Saad, 2017)。在瑞典，放射性污染涉及不同的生態系統，如高地牧場和森林，通過將放射性核種轉移到漿果、蘑菇和野生肉品中，對野生動物和人類食物鏈產生影響(Mascanzoni, 1987)。特別是，當野生動物攝取大量的蘑菇時，研究已經證明蘑菇通過直接攝食野生動物的肉類有效地將放射性銫轉移到人類飲食中(Karlen et al., 1991; Johanson and Bergstrom, 1994)。

Mascanzoni (2009) 研究結果證實，在森林生態系統中 ^{137}Cs 可以長期吸收，目前無法證實車諾比事故發生多年後，蘑菇 ^{137}Cs 的轉移已經減少。相反，蘑菇代表了將 ^{137}Cs 轉移到人類飲食中的主要途徑，並且仍然對當地人口消費大量野生蘑菇和來自野生動物的肉類具有潛在危害。

表 1. 台灣菇類年產量(資料來源:行政院農業委員會農糧署 2019 年)

年分	洋菇			段木香菇			太空包香菇			金針菇		
	種植面積	每平方公尺產量	產量	栽培數量	每公噸產量	產量	栽培數量	每萬包產量	產量	栽培數量	每萬包產量	產量
	千平方公尺	公斤	公噸	公噸	公斤	公噸	萬包	公斤	公噸	萬包	公斤	公噸
2009	325	12	3.90	16204	18	288	16.68	223	3.72	9.25	2.47	22.87
2010	257	12	3.15	14288	17	239	20.64	208	4.30	8.25	2.46	20.33
2011	297	14	4.10	14178	30	428	20.04	214	4.29	8.46	2.54	21.47
2012	268	13	3.44	16140	30	480	19.77	246	4.85	8.58	2.56	21.97
2013	242	12	2.92	15875	28	449	21.58	220	4.74	8.47	2.61	22.10
2014	249	12	3.11	6558	24	159	22.72	214	4.87	7.80	2.68	20.87
2015	359	13	4.82	11194	24	265	22.58	215	4.85	7.87	2.58	20.31
2016	372	13	4.96	8569	25	216	24.88	224	5.57	7.54	2.65	19.96
2017	367	13	4.95	9091	24	220	22.79	222	5.06	8.01	2.61	20.89
2018	414	12	5.05	14896	25	371	23.06	230	5.29	8.03	2.69	21.54
2019	376	13	4.57	13428	24	346	22.80	224	4.35	8.05	2.70	21.62

核子事故引發的後果

1986 年車諾比核電廠事故已超過 30 年，由於 ^{137}Cs 半衰期約 30 年，當地的土壤及生產的食品是否仍有放射性核種的殘留受到關注。車諾比核事故的教訓:包括食物是人群接觸放射性核種的一個非常重要的途徑(Travnikova et al., 2001)。研究指出當地食品中 ^{137}Cs 的放射性活度與身體劑量有正相關

性，意味著當地食物收到放射性核種 ^{137}Cs 污染。已知放射性核種 ^{137}Cs 附著於野生蘑菇中(Hoshi et al., 2000; Travnikova et al., 2001; Hoshi et al., 1994; Kaduka et al., 2006; Mukhopadhyay et al., 2007)。Hoshi et al. (2000)報導車諾比附近食用蘑菇的兒童其身體顯示出高活度的 ^{137}Cs ，這表明蘑菇是核災害後放射性铯人體內輻射暴露的累積途徑之一。

2011年3月的東日本大地震引發海嘯導致福島第一核電廠(FDNPS)的核子災害。這次事故引起了居民對藉由食用當地生產食品，特別是食用野生植物和野生蘑菇的體內暴露風險的擔憂，這些食品是傳統日常飲食的重要成分(Orita et al., 2016)。Orita et al. (2017)評估受福島事故影響的地區之一的川內村採集的野生蘑菇中放射性铯的活度濃度，檢測到放射性 ^{137}Cs 超過日本食品放射性铯管制值100 Bq/kg。2013年154種蘑菇樣本中有125種(81.2%)和2015年159種蘑菇樣本中的147種(92.4%超過監測值)檢測到 ^{137}Cs 放射性核種(Nakashima et al., 2015; Orita et al., 2017)。

核爆炸和核設施產生的放射性核種有可能釋放到大氣中。這些放射性核種是沉積物的一部分，沉積在地面上並通過食物鏈到達人體(Eisenbud, 1973; Wang et al., 1998)。通過根部從土壤中吸收放射性核種是植物的重要途徑(Russell, 1965; Eisenbud, 1973; Wang et al., 1998)。車諾比核子事故和福島核子事故後釋放的最重要的放射性核種是 ^{131}I , ^{134}Cs 和 ^{137}Cs 。特別是 ^{137}Cs 仍然是該地區居民體內輻射暴露的主要因素，因為 ^{137}Cs 的半衰期30年，另外 ^{90}Sr 的半衰期28.8年也是必須關注的人工放射性核種(Sekitani et al., 2010)。

一些食品或類別通常比其他食品更容易出現高放射性核種污染；或者由於高消費率而更具相關性。這些敏感的食物群包括例如魚和海鮮(Fisher et al., 2013; Fujimoto et al., 2015)、野豬肉(Steinhauser and Saey, 2016; Tanoi et al., 2015)、水稻(Nihei et al., 2015)、蔬菜(Oshita et al., 2013)和牛肉(Steinhauser, 2017)。

圖1顯示17類食品近期研究 ^{134}Cs 和 ^{137}Cs 總和的放射性(Shozugawa et al., 2016)，分為大米、穀類、蛋類、魚類、水果、綠色蔬菜、其他蔬菜、土豆、蘑菇、堅果與種子、牛奶與奶製品、海藻豆類和豆製品、加工食品、調味料、飲料與水等。由圖顯示大多數這些食品的總放射性水平($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$)低於日本100 Bq/kg管制值，而蘑菇的($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$)總活度明顯比其他食品高出許多，特別是超過20%的菇類之總活度介於200-600 Bq/kg，顯示蘑菇比起其他食品更容易吸收放射性核種Cs。長期以來，蘑菇被認為容易累積放射性核種和重金屬，因此需要特別注意監測(Chatterjee et al., 2017; Saba et al., 2016; Saniewski et al., 2016; Širić et al., 2016; Stefanović et al., 2016)。

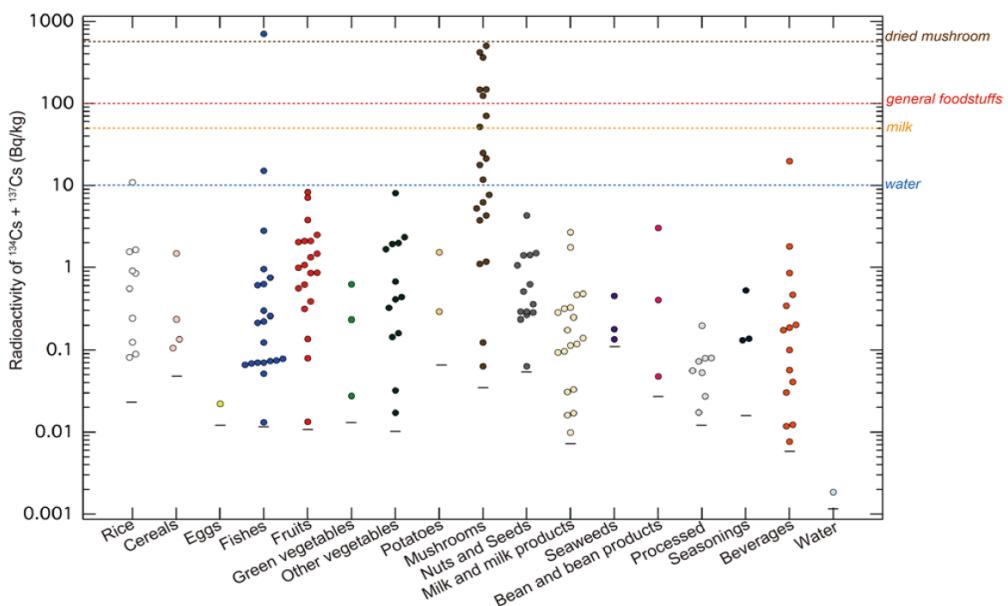


圖1. 日本食品放射性($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$)總活度(Shozugawa et al., 2016)

放射性核種與營養元素的關係

由於Ca與Cs以及K與Sr在週期表分別同屬同一族，分別具有類似的化學性質，Ca與K是人

體中的兩個重要元素，⁹⁰Sr 和 ¹³⁷Cs)是人工放射核種內部劑量的兩個重要貢獻者(Wang et al., 1998)。Myttenaere et al. (1993)總結森林(土壤與植體)中放射性鉻與鉀的關係，並提出了可能使用鉀特性預測放射性鉻的特性，K⁺和 Cs⁺的比較行為有助於理解 ¹³⁷Cs 在森林生態系統中的轉移和循環。森林中主要營養元素如 K、Mg 和 Ca 的特性的研究很多(Eaton et al., 1973; Likens et al., 1998)，因為這些元素與森林植物生長直接相關。穩定元素 K、Na、Ca、Mg 的分析提供了關於元素特性的大量信息，這些元素與森林生態系統中的放射性核種有關。¹³⁷Cs/¹³³Cs 比率有助於判斷森林生態系統不同部分沉積的 ¹³⁷Cs 的平衡，穩定的 ¹³³Cs 分析可能也可用於預測蘑菇和植物的長期 ¹³⁷Cs 污染(Yoshida et al., 2000)。植物生長和繁殖的 16 個基本要素(Linsalata, 1994)外，其他一些天然放射性核種如鈾、鈈等和 ¹³⁷Cs 和 ⁹⁰Sr 等人工放射性核種也是以不同濃度存在於植物中。

放射性核種在菇類與栽種介質間的傳輸

放射性核種轉移到植物通過以下方式將存在於環境中的放射性核種轉移到植物中：(i)通過根吸收土壤放射性核種，和(ii)通過植物的地上部分直接吸收放射性核種。前者取決於土壤中的放射性核種活度濃度，後者取決於大氣中放射性核種的沉積速率(Karunakara et al., 2013)。因此，研究菇類中的傳輸機制和這些放射性核種的分佈有助於了解栽種基質和菇類之間的吸收，交換和轉移模型。它還可以作為台灣和附近地區消費菇類人群劑量評估的參考(Wang et al., 1998)。

因此，傳輸因子(植物活性與土壤活性的比例，方程式-1)是評估土壤放射性核種傳輸至植物體的比例。

$$TF = \frac{C_j^p (\text{Bq/kg} - \text{乾重})}{C_j^s (\text{Bq/kg} - \text{乾重})} \quad (1)$$

其中 TF 為轉移因子； C_j^p ：為植物 p 的放射性核種 j 活度； C_j^s ：為土壤 s 的放射性核種 j 活度。Bannai et al. (1994)提出在培養試驗，香菇中放射性核種 ¹³⁷Cs 的轉移因子(TF)為 2.6-21。然而，香菇中相對於土壤的放射性核種鉻活度濃度比率相當低，並且在田間研究中該比率通常小於 1 (Heinrich, 1992)。共生菌根香菇通常具有比腐敗真菌更高的 ¹³⁷Cs 的 TF，儘管不同的香菇種類也具有廣泛不同程度的放射性鉻活性(Heinrich, 1992; Sugiyama et al., 1993)。

許多文獻(Heinrich, 1992; Kammerer et al., 1994)描述了車諾比核事故後在歐洲各地收集的野生香菇和日本福島第一核電站事故之前(Yoshida et al., 1994)和之後(Kuwahara et al., 2005)的放射性 Cs 的高累積。從栽種基質到野生香菇的放射性 Cs 的轉移因子為 5.5 - 13 (Yoshida et al., 1994)、15 (Yoshida et al., 1994)和 9.3 (Kuwahara et al., 2005)。研究結果表明香菇對放射性核種 Cs 的積累取決於絲狀真菌的種類。Kaduka et al. (2006)分析土壤到不同蘑菇的 ¹³⁷Cs 轉移因子，並顯示轉移因子依賴於香菇的營養群、生物家族、屬和物種 (Bannai et al., 1994; Yoshida and Muramatsu, 1994)。Bulko et al. (2014)評估了車諾比事故後受污染最嚴重的戈梅利地區森林衍生產品對 ¹³⁷Cs 的吸收，發現香菇和野生漿果中 ¹³⁷Cs 的累積與土壤的放射性鉻污染密度直接相關，這可以從車諾比輻射落塵及決定土壤中放射性核種可用性變化的自然和氣候條件來解釋。

在車諾比事故後，在幾種香菇物種中觀察到高水平的 ¹³⁷Cs 活度(Mascanzoni, 1992; Kammerer et al., 1994; Nikolova et al., 1997)，證實了蘑菇累積放射性核種能力的觀察(Grueter, 1973; Haselwandter, 1978)。眾所周知，香菇主要生長在酸性，富含有機物，營養貧乏和缺乏粘土的森林土壤的上層，那裡可大量吸收 ¹³⁷Cs (Mascanzoni, 1992; Kammerer et al., 1994; Steiner et al., 2002)。但是對於自然和半自然的環境下的長期吸收資料甚少，因為大多數研究都集中在耕種地區的農作物上。

森林土壤中 ¹³⁷Cs 向下遷移極其緩慢(Kammerer et al., 1994)，大多數車諾比放射性鉻在沉積後許多年仍累積在土壤上層(Nikolova et al., 1997; Gillett and Crout, 2000; Ruhm et al., 1998)。Rafferty et al. (1997)提出微生物活動和 ¹³⁷Cs 通過蘑菇分解轉移到新鮮的墊料中是 ¹³⁷Cs 在森林土壤有機層中的持久存在的基礎。研究顯示菌絲體具有極好的固定放射性鉻的能力(Clint et al., 1991)。在真菌菌絲體中發現了 30 - 50% 的森林生態系統 ¹³⁷Cs 的沉積(Desmet et al., 1990)。由於超過 90% 的真菌生物質量為菌絲體位於土壤中，而在果實體中僅佔 10%(Read, 1991)，因此菌落體局部切片中 ¹³⁷Cs 的累積可能導致子

實體的活性更高(Nikolova et al., 1997)。真菌菌根與樹根之間的相互作用也可能影響雞油菌的吸收機制。並在增加轉移作用中發揮作用(Kaduka et al., 2006)。其他作物例如水稻與小麥植體天然核種²²⁶Ra, ²³²Th和⁴⁰K的吸收，是由於植物根部藉由土壤與灌溉水吸收(Abbasi and Bashiry, 2019)。

本實驗室於 107 年接收台灣某大學毒物所委託的樣本，其樣本源自日本福島縣周遭的四個縣茨城、櫪木、群馬、千葉的農產品共 100 件(包括魚類、菇類、奶粉、果乾、茶葉、糙米、白米)，其中乾香菇含放射性核種¹³⁷Cs 的比例高達 84 % (檢測樣本 13 件)，活度介於 1.69 - 6.06 Bq/kg-乾重，也證實香菇所含人工核種的機率比其他農產品高。由於環境人工放射核種的濃度較低，化學性質相似的天然元素也可以當作人工放射核種的活度濃度、累積與基質傳輸的參考。

總結以上的內容可以發現，可能影響菇類放射性核種的主要因素包括：菇類是一種易累積放射性核種的食物；且不同種類的菇類其放射性含量亦不同；菇類的栽種介質及棲息地(或生長基質)也有影響。然而目前台灣對菇類天然與人工放射性核種的活度與傳輸研究文獻仍然很少。

研究目的

為了食品安全，對菇類、種植基質放射性核種活度水平以及傳輸因子是值得特別重視。蘑菇的食物類別尚未深入研究(Nakashima et al., 2015; Orita et al., 2017)。本研究特別針對此台灣重要蔬果產業探討3種菇類(香菇、洋菇、金針菇)菇體與基質(太空包、段木、木屑、堆肥)放射性核種活度以及計算菇體與基質核種傳輸因子(TF)。本計畫的研究目的採集台灣當地栽種的不同種類菇類(香菇、洋菇、金針菇)，探討採集菇類的放射性核種分布。探討不同栽種方式(段木栽種、太空包栽種)、不同栽種介質(段木、木屑、堆肥)及不同種類之香菇(洋菇、香菇、金針菇)菇類及栽種介質之放射性核種的分佈現況，了解放射性核種核種在栽種介質-菇類間的傳輸因子與影響傳輸因子的因素。此外，比較台灣乾香菇與境外進口乾香菇(日本、東南亞區域進口之市售包裝乾香菇)含放射性核種分佈的現況與差異，藉以消除國人對於「核食安全」的疑慮。最終藉由三種菇體的天然放射性核種活度計算國人的年攝食有效劑量。

二、實驗方法與材料

1. 樣品來源

本研究選定台灣不同地區(屏東、嘉義、雲林、彰化、南投、台中、桃園)種植菇類農場進行樣本採集。採樣項目包括(1)太空包基質與太空包香菇、(2)段木基質與段木香菇、(3)洋菇堆肥基質與洋菇、(5)金針菇木屑基質與金針菇等樣本。各種菇類樣品數量列於表 2，採樣點如圖 2 所示。

表 2 樣品數量

菇類	試驗場址		市售香菇		
	國內	國內	國內	國外	
太空包基質(28)*					
香菇	段木基質(12)		10	14	
	香菇(14)				
	段木香菇(8)				
洋菇	堆肥基質(16)		10	-	
	洋菇(12)				
金針菇	木屑基質(16)		10	-	
	金針菇(8)				
合計	114		30		
總計	158				

*小括號內的數字為樣品數量,本研究檢測菇類種植前與收成後基質之核種活度,因此基質之檢測數量大於菇體檢測數量

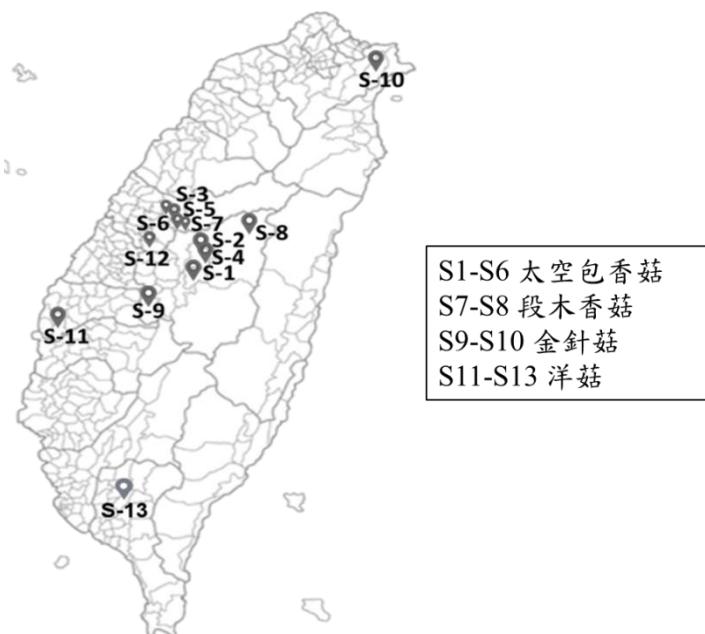


圖 2 本研究採樣點分布圖

2. 樣品前處理

香菇:現地採集回到實驗室的香菇,先以毛刷清除表面的汙垢,並利用剪刀將香菇切成 3-4 cm 的大小,並放進 105 °C 烘箱烘乾。香菇於 105 °C 烘箱烘乾至少兩天以上並不定時的翻動使其平均受熱,將烘乾後的乾香菇研磨成粉後待後續核種活度分析。

洋菇: 現地採集回到實驗室的洋菇,先以毛刷清除表面的汙垢,並利用剪刀將洋菇切成 3-4 cm 的大小,並放進 105 °C 烘箱烘乾。洋菇於 105 °C 烘箱烘乾至少兩天以上並不定時的翻動使其平均受熱,將烘乾後的乾洋菇研磨成粉後待後續核種活度分析。

金針菇: 現地採集回到實驗室的金針菇,先以毛刷清除表面的汙垢,並利用剪刀將金針菇切成 3-4 cm 的大小,並放進 105 °C 烘箱烘乾。金針菇於 105 °C 烘箱烘乾至少兩天以上並不定時的翻動使其平均受熱,將烘乾後的乾金針菇研磨成粉後待後續核種活度分析。

太空包基質: 現地採集回到實驗室的太空包基質以 105 °C 烘箱烘乾兩天以上將水分烘乾並不定時的翻動使其平均受熱,並以 2 mm 的濾網過篩後研磨成粉後待後續核種活度分析。

段木基質: 現地採集回到實驗室的段木基質先以工具將基質切成 3-4 cm 的大小,並以 105 °C 烘箱烘乾兩天以上將水分烘乾並不定時的翻動使其平均受熱,將烘乾完的段木研磨成粉後待後續核種活度分析。

洋菇基質: 採回來的洋菇基質以 105 °C 烘箱烘乾兩天以上將水分烘乾並不定時的翻動使其平均受熱,並以 2 mm 的濾網過篩後研磨成粉後待後續核種活度分析。

金針菇基質: 現地採集回到實驗室的金針菇基質以 105 °C 烘箱烘乾兩天以上將水分烘乾並不定時的翻動使其平均受熱,並以 2 mm 的濾網過篩後研磨成粉後待後續核種活度分析。

備註: 本研究因考量計算 TF 值須以乾重計算,故前處理將樣本乾燥後磨粉計測,與現行食品檢測採鮮重計測不同。

3. 放射性核種分析

本研究使用高純度半導體純鍺偵檢器進行放射性核種的分析,該偵檢器(型號為 GEM40P4-79-SMP,

ORTEC, Inc)在⁶⁰Co的1.33MeV電壓下相對效率為40%及1.9%的能量分辨率。該系統可以區分放射性核種加馬射線的能量。偵檢器被圓柱形鉛屏蔽罩包圍(厚度、內徑、長度分別為10、28、40公分)。加馬能譜分析為ORTEC提供的Gamma Vision軟體。本實驗室使用國際原子能總署的加馬射線標準源(¹⁰⁹Cd、⁵⁷Co、²⁰³Hg、⁵¹Cr、¹¹³Sn、⁸⁵Sr、¹³⁷Cs、⁶⁰Co和⁸⁸Y)對偵檢器進行能量校正。而本研究的目標核種為²²⁶Ra(609、1160及1764KeV)、²³²Th(583KeV)、⁴⁰K(1460KeV)及¹³⁷Cs(661KeV)。

基質樣本量測:

前處理完的基質裝至4.5公分高的塑膠計測皿中並秤重，本研究分析放射性核種之儀器是半導體純鍺偵檢器HPGe，使樣品通過加馬能譜測定樣品中的放射性核種。並透過Gamma Vision軟體進行光能譜分析。

菇類樣本量測:

前處理完的菇類樣本填充至4.5公分高的塑膠計測皿中並秤重，本研究分析放射性核種之儀器是半導體純鍺偵檢器HPGe，使樣品通過加馬能譜測定樣品中的放射性核種。並透過Gamma Vision軟體進行能譜分析。

放射性核種活度計算

$$A = \frac{(G-B)-(G_b-B_b)}{60 \times T \times E_{ff} \times V \times K_c \times K_w \times Y} \quad (2)$$

此處 A:目標加馬核種活度(Bq/Kg或Bq/L)。

G-B:環境試樣中目標加馬核種在特定能量範圍內之淨計數(counts)。

G_b-B_b:空白式樣中目標加馬核種在特定能量範圍內之淨計數(counts)。

T:環境試樣執行加馬能譜分析實設定之計測時間(min)。

E_{ff}:目標加馬核種之計測效率。

V:試樣分析數量(kg或L)

K_c:目標加馬核種在計測時間內的蛻變修正因子。

K_w:目標加馬核種在取樣時刻至計測時刻之間的蛻變修正因子

Y:目標加馬核種的豐度(yield)。

其中

$$K_w = e^{-\frac{0.693 \times t_w}{t_{1/2} \times 60}} \quad (3)$$

$$K_c = \frac{t_{1/2} \times 60}{0.693 \times t_c} \times (1 - K_w) \quad (4)$$

其中 t_w:環境試樣中目標加馬核種在取樣時刻之計測時刻之間差(min)。t_c:計測時間(min)。

三、結果與討論

菇類與基質天然放射性核種分析

表3為菇類與基質放射性核種活度。核種⁴⁰K活度以洋菇基質為最高，範圍介於570.3-698.4Bq/kg，平均為638.5±37.3Bq/kg。由於洋菇基質主要由稻稈與土壤組成，故其⁴⁰K活度較高。核種²³²Th與²²⁶Ra活度接近一般土壤活度，活度範圍分別為38.82-48.31和30.12-37.55Bq/kg，平均為43.43±2.83和32.59±2.42Bq/kg。而種植生產洋菇核種⁴⁰K活度亦比其他菇類高，活度範圍1412.9-1629.4Bq/kg，平均為1546.5±78.4Bq/kg。核種⁴⁰K活度次高為金針菇基質，其範圍為209.1-519.9Bq/kg，平均為344.8±107.3Bq/kg。金針菇基質主要為木屑、麥皮及米糠，而一般麥皮及米糠的⁴⁰K活度分別為

435.18 ± 2.72 和 560.26 ± 20.84 Bq/kg。因此基質活度由麥皮及米糠為主要的貢獻者。而種植後的金針菇 ^{40}K 活度範圍介於 1039.2-1223.6 Bq/kg，平均為 1115.7 ± 67.3 Bq/kg，高於香菇之 ^{40}K 活度。

相較之下，太空包基質及段木基質其 ^{40}K 核種活度比較低，其活度範圍分別介於 154.6-283.5 和 62.30-155.7 Bq/kg，平均為 211.7 ± 43.8 和 88.75 ± 35.60 Bq/kg；而其相對應的香菇其 ^{40}K 活度亦比較低，其活度範圍分別介於 690.8-918.7 和 574.5-688.0 Bq/kg，平均為 817.6 ± 62.6 和 629.8 ± 44.6 Bq/kg。

核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 基質活度除了洋菇基質與土壤核種活度相近外，其餘 3 種栽植菇類之基質活度遠低於土壤核種活度。核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 菇體活度金針菇活度顯著低於另外 3 種栽植方式的活度。

表3 菇類與基質放射性核種活度

核種	菇類	基質活度 Bq/kg-乾重 (n)*	菇類活度 Bq/kg-乾重(n)
^{40}K	香菇-包	211.7 ± 43.8 ($154.6\text{-}283.5$)** (14/14)*	817.6 ± 62.6 ($690.8\text{-}918.7$) (14/14)
	香菇-木	88.75 ± 35.60 ($62.30\text{-}155.7$) (8/8)	629.8 ± 44.6 ($574.5\text{-}688.0$) (8/8)
	洋菇	638.5 ± 37.3 ($570.3\text{-}698.4$) (12/12)	1546.5 ± 78.4 ($1412.9\text{-}1629.4$) (12/12)
	金針菇	344.8 ± 107.3 ($209.1\text{-}519.9$) (8/8)	1115.7 ± 67.3 ($1039.2\text{-}1223.6$) (8/8)
^{232}Th	香菇-包	8.97 ± 1.45 (6.82 ± 12.13) (14/14)	4.57 ± 1.41 (2.72 ± 6.88) (11/14)
	香菇-木	12.05 ± 6.48 ($5.52\text{-}25.03$) (8/8)	4.98 ± 1.77 ($2.33\text{-}8.18$) (6/8)
	洋菇	43.43 ± 2.83 ($38.82\text{-}48.31$) (12/12)	4.72 ± 1.59 ($2.54\text{-}7.54$) (8/12)
	金針菇	5.81 ± 1.95 ($4.01\text{-}8.93$) (8/8)	3.02 ± 0.85 ($2.09\text{-}4.41$) (2/8)
^{226}Ra	香菇-包	9.29 ± 1.87 ($6.49\text{-}11.66$) (14/14)	5.36 ± 2.14 ($1.59\text{-}7.76$) (9/14)
	香菇-木	11.67 ± 5.70 ($4.71\text{-}19.91$) (8/8)	5.85 ± 2.74 ($2.87\text{-}9.72$) (4/8)
	洋菇	32.59 ± 2.42 ($30.12\text{-}37.55$) (12/12)	5.43 ± 1.91 ($2.59\text{-}8.60$) (8/12)
	金針菇	6.92 ± 2.92 ($4.86\text{-}12.42$) (8/8)	3.38 ± 1.16 ($1.94\text{-}5.10$) (2/8)

*檢測活度樣品數/總件測樣品；**數據依序為平均值、標準偏差、最小值與最大值

圖 3a-3c 呈現菇體核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度與基質活度相關性。圖 3a 核種 ^{40}K 在 4 種生長環境菇類植體與基質活度的相關性，樣品代號:MA-1 太空包栽植香菇、MA-2 堆肥栽種洋菇、MA-3 段木栽植香菇、MA-4 木屑栽種金針菇。個別栽植方式的菇體 ^{40}K 栽植活度與基質的活度並無顯著的相關性($p>0.05$)。

圖3b與3c分別為 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 在4種生長環境菇類植體與基質活度的相關性，樣品代號:MA-1太空包栽植香菇、MA-2堆肥栽種洋菇、MA-3段木栽植香菇、MA-4木屑栽種金針菇。 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 植體吸收行為相近，太空包栽植香菇、段木栽植香菇與金針菇的植體活度與基質活度有顯著的正相關性。雖然洋菇的植體活度與基質活度無顯著正相關性，但是仍呈現正相關趨勢。可能原因洋菇生長的基質是混合多種材料基質活度不均勻。圖3a-3c顯示 ^{40}K 與 ^{232}Th 以及 ^{226}Ra 菇體的吸收行為不同，可歸因元素K、Th、與Ra分子量的差異，導致在菇體移動性不同。 ^{40}K 屬於低分子量元素(light element)， ^{232}Th 與 ^{226}Ra 屬於高分子量元素(heavy element)，低分子量相較高分子量元素的移動性高。低分子量元素 ^{40}K 隨著營養元素被植物吸收而傳輸於菇體，因而菇體 ^{40}K 活度大於栽培基質 ^{40}K 活度。相反的高分子量元素 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 不易傳輸，因而菇體 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度低於基質活度。另外元素分子量的不同也影響菇體活度與基質活度的相關性，菇體 ^{40}K 活度與基質活度無相關性，而菇體 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度與基質活度正相關性，因為菇類吸收 ^{40}K 屬超量吸收，因而並不依賴基質 ^{40}K 活度。然而菇體吸收 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度依據作物由土壤或基質吸收營養元素的線性相關性呈現正相關性。圖3a-3c顯示 ^{40}K 以及 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 吸收行為的不同。

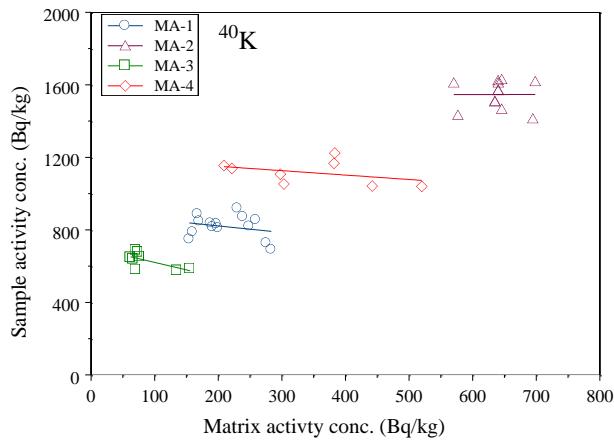


圖3a核種 ^{40}K 菇體活度與基質活度相關性

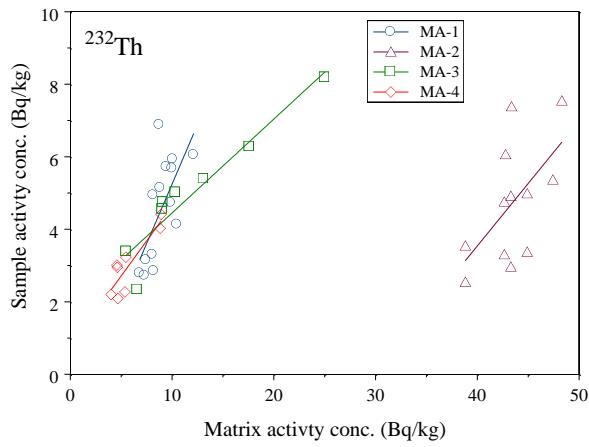


圖3b核種 ^{232}Th 菇體活度與基質活度相關性

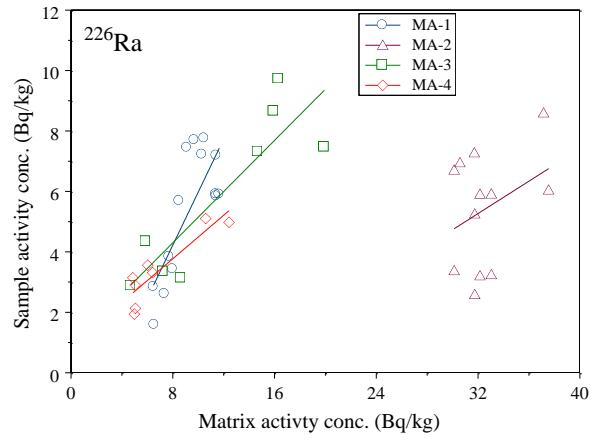


圖3c核種 ^{226}Ra 菇體活度與基質活度相關性

表4為市售菇類天然放射性核種活度，市售菇類活度與表3現地栽植菇類活度相似。國產洋菇 ^{40}K 活度最高，範圍介於1366.4-1821.1 Bq/kg，平均為 1569.6 ± 149.9 Bq/kg。金針菇 ^{40}K 活度次高，範圍介於862.7-1518.7 Bq/kg，平均為 1084.4 ± 182.8 Bq/kg。國產及進口香菇 ^{40}K 活度最低，活度範圍分別為

579.8-1008.6和410.5-870.5 Bq/kg，平均為 837.1 ± 119.2 和 664.0 ± 128.0 Bq/kg。

圖 4a 列現地採集與市售香菇核種 ^{40}K 活度。4 種香菇活度顯示太空包栽植生產香菇與市售國內乾香菇活度顯著高於段木栽植香菇與國外進口乾香菇 ($p<0.001$)。太空包栽植生產之香菇 ^{40}K 活度顯著大於段木栽植生產香菇 ^{40}K 活度($p<0.001$)。市售國產乾香菇之 ^{40}K 活度顯著高於進口乾香菇 ^{40}K 活度 ($p=0.003$)。圖 4b 與表 3-4 之活度顯示洋菇 ^{40}K 活度顯著高於金針菇 ^{40}K 活度($p<0.001$)，現地採集樣品與市售產品之 ^{40}K 活度無顯著差異($p=0.626$,金針菇; $p=0.666$,洋菇)。圖 4c-4d 分別呈現 7 種類別菇類 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度。國外進口乾香菇僅有一個樣品測到 ^{232}Th 核種其活度為 2.79 Bq/kg。國外進口乾香菇僅有一個樣品測到 ^{226}Ra 核種其活度為 2.06 Bq/kg，圖 4c-4d 未呈現國外進口乾香菇核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度。圖 4c-4d 顯示現地栽植的金針菇之 ^{226}Ra 與 ^{232}Th 活度顯著低於其餘各種菇類活度。圖 5a 顯示 3 種菇類 ^{40}K 活度高低順序依序為洋菇(1557 ± 114 Bq/kg)>金針菇(1098 ± 141 Bq/kg)>香菇(742 ± 130 Bq/kg) ($p<0.001$)。圖 5b 顯示 3 種菇類的 ^{232}Th 活度，洋菇活度(4.82 ± 1.73 Bq/kg)，金針菇活度(4.09 ± 1.60 Bq/kg)與香菇活度(4.85 ± 1.40 Bq/kg)，3 種菇類 ^{232}Th 活度無顯著差異。圖 5c 顯示 3 種菇類的 ^{226}Ra 活度，香菇活度(5.69 ± 2.27 Bq/kg)，金針菇活度(4.64 ± 1.97 Bq/kg)與洋菇活度(5.41 ± 2.04 Bq/kg)，3 種菇類 ^{226}Ra 活度無顯著差異。

表 4 市售菇類放射性核種活度

核種	菇類(樣本數*)	活度 Bq/kg-乾重
^{40}K	國產香菇 (10/10)	837.1 ± 119.2 (579.8-1008.6)
	進口香菇 (14/14)	664.0 ± 128.0 (410.5-870.5)
	國產洋菇 (10/10)	1569.6 ± 149.9 (1366.4-1821.1)
	國產金針菇(10/10)	1084.4 ± 182.8 (862.7-1518.7)
^{232}Th	國產香菇 (10/10)	5.3 ± 0.9 (4.4-7.1)
	進口香菇 (1/14)	2.8
	國產洋菇 (3/10)	5.2 ± 2.3 (2.7-7.3)
	國產金針菇(6/10)	5.5 ± 1.2 (3.7-6.9)
^{226}Ra	國產香菇 (10/10)	6.4 ± 2.0 (3.3-9.3)
	進口香菇 (1/14)	2.1
	國產洋菇 (5/10)	5.4 ± 2.6 (3.1-8.2)
	國產金針菇(8/10)	5.9 ± 1.8 (2.3-8.5)

*(檢測活度樣品數/總檢測樣品)

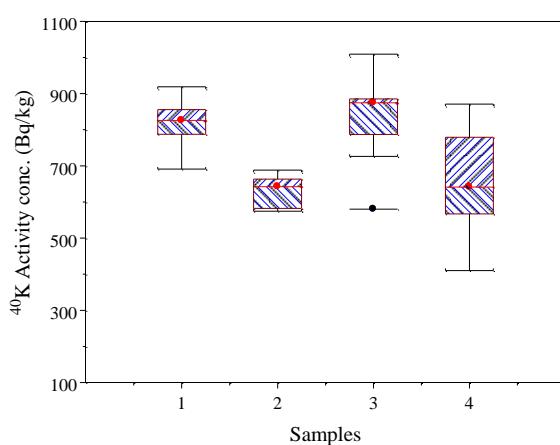


圖 4a 香菇核種 ^{40}K 活度。樣品代號:1.太空包生產香菇; 2.段木栽植香菇; 3.市售國內乾香菇; 4.國外進口乾香菇。

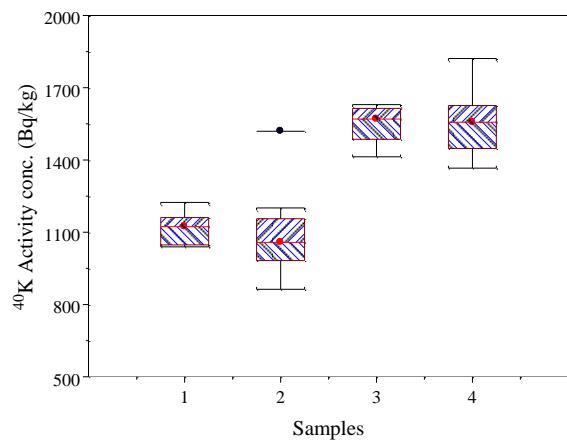


圖 4b 現場採集與國內生產市售洋菇與金針菇 ^{40}K 活度比較。樣品代號:1.現地栽植的金針菇;2.市售新鮮之國產金針菇;3.現地栽植的洋菇;4.市售新鮮之國內洋菇。

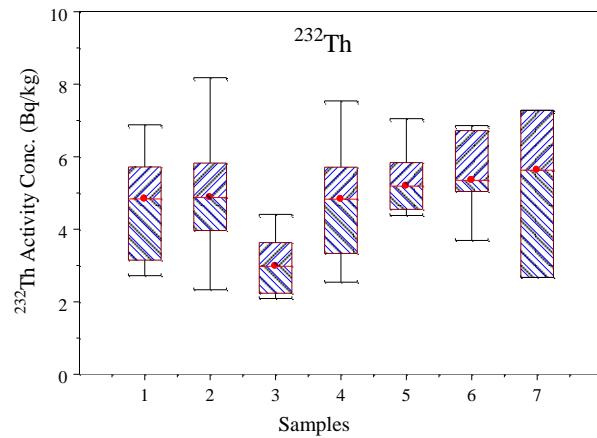


圖 4c 菇類 ^{232}Th 活度。樣品代號:1. 現地太空包栽植香菇;2. 現地段木生長香菇;3. 現地栽植的金針菇;4. 現地栽植的洋菇;5. 國產市售乾香菇;6. 國產市售金針菇;7. 國產市售洋菇。

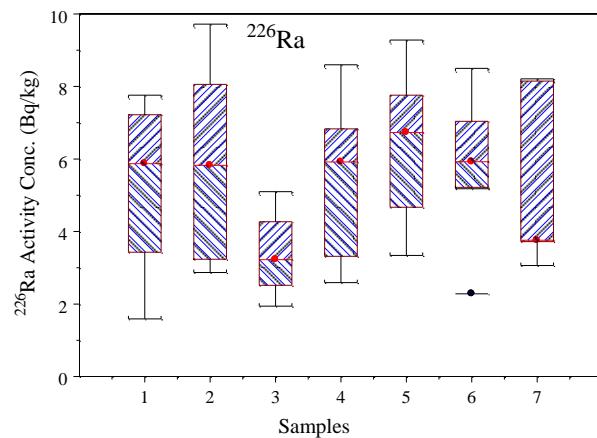


圖 4d 菇類 ^{226}Ra 活度。樣品代號:1. 太空包栽植香菇;2. 段木生長香菇;3. 現地栽植的金針菇;4. 現地栽植的洋菇;5. 國產市售乾香菇;6. 國產市售金針菇;7. 國產市售洋菇。

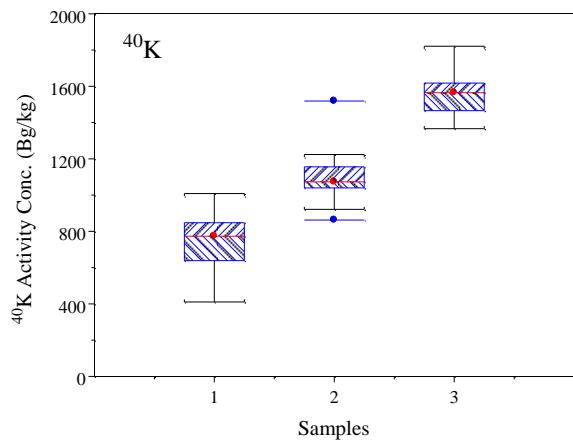


圖 5a 彙整現地與市售 3 種菇類 ^{40}K 活度。樣品代號:1. 香菇, 2. 金針菇, 3. 洋菇。

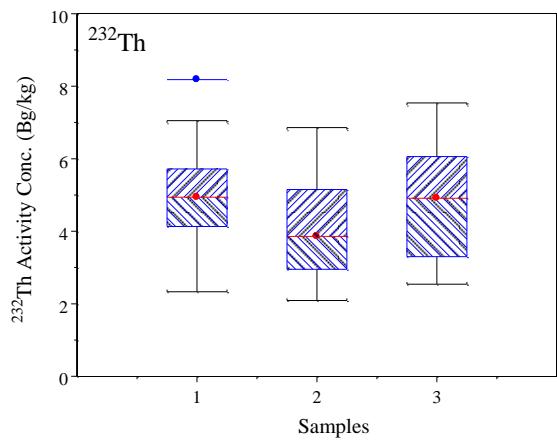


圖 5b 彙整現地與市售 3 種菇類 ^{232}Th 活度。樣品代號:1. 香菇, 2. 金針菇, 3. 洋菇。

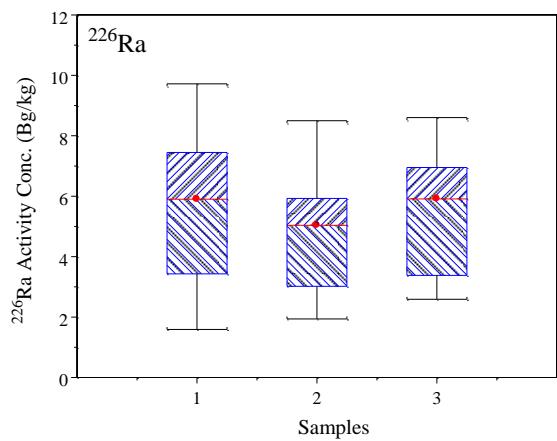


圖 5c 彙整現地與市售 3 種菇類 ^{226}Ra 活度。樣品代號:1. 香菇, 2. 金針菇, 3. 洋菇。

放射性核種傳輸因子(TF)

表5列4種栽植方式香菇、洋菇與金針菇核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之傳輸因子(TF)。圖6a顯示4種栽植

方式與3種菇類核種 ^{40}K 傳輸因素(TF)之盒狀圖。由圖6a與表5顯示段木栽植香菇 ^{40}K 之TF顯著大於太空包栽植香菇、洋菇與金針菇之TF值($p < 0.001$)。圖6b與6c分別顯示4種栽植方式與3種菇體核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 傳輸因素(TF)之盒狀圖。由圖6b-6c與表5顯示太空包栽植與段木栽植香菇以及金針菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF顯著大於洋菇TF($p < 0.001$)。表3顯示段木 ^{40}K 活度顯著低於太空包與木屑基質 ^{40}K 活度，但是段木栽植香菇 ^{40}K 活度略低於太空包栽植香菇與木屑栽植金針菇菇體 ^{40}K 活度，此顯示菇體吸收核種 ^{40}K 沒有受限於基質活度。然而堆肥栽種洋菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF顯著低於其他方法栽植香菇與金針菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF值(表5)。堆肥基質 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度顯著大於太空包與木屑基質 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度，但是洋菇菇體 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度與太空包與木屑栽植菇體 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度無顯著差異(表3)，因此堆肥栽種洋菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF值顯著的低於其他基質栽植之TF值。堆肥栽種洋菇 ^{40}K 核種的吸收與核種 ^{32}Th 與 ^{226}Ra 之吸收行為不同。 ^{40}K 低分子量易移動與傳輸，菇體吸收超量的 ^{40}K ，主要受菇類的影響。菇類吸收高分子量核種 ^{32}Th 與 ^{226}Ra 各種菇體的活度無顯著差異，與基質的活度無相關性(表3)。

表5 菇類放射性核種傳輸因子(TF)

核種	菇類(樣本數)	TF
^{40}K	太空包栽種香菇 (14)*	4.02 ± 0.87 (2.11-5.30)
	段木栽種香菇 (8)	7.97 ± 2.54 (3.75-10.38)
	堆肥栽種洋菇 (10)	2.43 ± 0.19 (2.03-2.82)
	木屑栽種金針菇(10)	3.56 ± 1.23 (2.00-5.52)
^{232}Th	太空包栽種香菇 (14)	0.50 ± 0.12 (0.35-0.79)
	段木栽種香菇 (8)	0.45 ± 0.10 (0.33-0.61)
	堆肥栽種洋菇 (10)	0.11 ± 0.03 (0.07-0.17)
	木屑栽種金針菇(10)	0.53 ± 0.09 (0.42-0.66)
^{226}Ra	太空包栽種香菇 (14)	0.56 ± 0.17 (0.24-0.82)
	段木栽種香菇 (8)	0.52 ± 0.13 (0.36-0.74)
	堆肥栽種洋菇 (10)	0.17 ± 0.06 (0.08-0.23)
	木屑栽種金針菇(10)	0.50 ± 0.10 (0.39-0.65)

*()內檢測活度樣品數

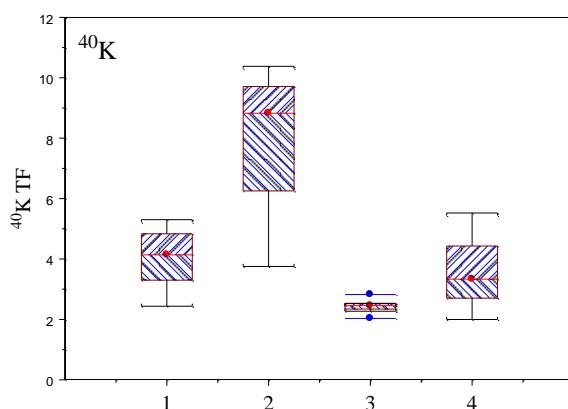


圖 6a 3 種菇的 ^{40}K 傳輸因素(TF); 1. 香菇太空包, 2. 香菇段木生長, 3. 洋菇, 4. 金針菇

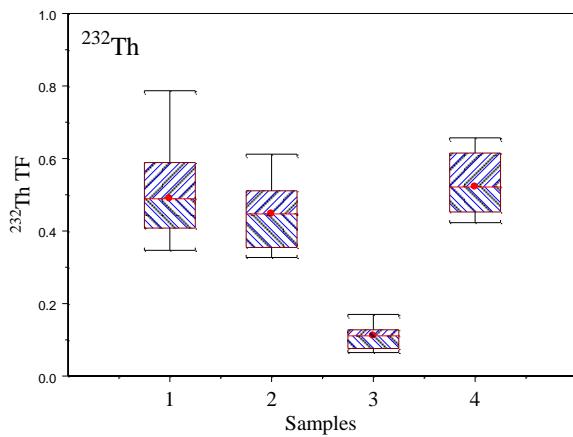


圖 6b 3 種菇的 ^{232}Th 傳輸因素(TF); 1. 香菇太空包, 2. 香菇段木生長, 3. 洋菇, 4. 金針菇

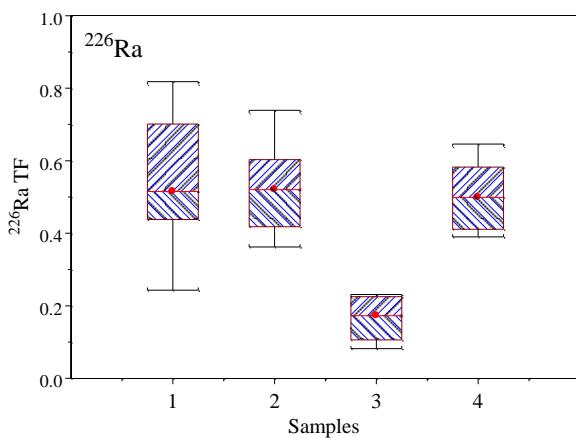


圖 6c 3 種菇的 ^{226}Ra 傳輸因素(TF); 1. 香菇太空包, 2. 香菇斷木生長, 3. 洋菇, 4. 金針菇
核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF相關性

TF值是預測核種由植物生長基質傳輸至植體活度重要參數，也是推估植物體核種活度與生物體曝露劑量重要因素。TF值影響因素的探討也是推估TF值與預測植物體核種活度重要的因素。菇體核種活度主要來自栽植基質的活度，因此由菇體TF值與基質活度的相關性可以了解菇體核種吸收的影響因素。圖7a-7c顯示核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF值與4種栽植基質核種活度相關性。4種菇類 ^{40}K 的TF與其對應基質核種 ^{40}K 活度皆呈現顯著負相關性(圖7a)，可能植體吸收核種受到其他主要營養元素的抑制。圖7b-7c顯示4種菇類 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之TF值與4種栽植基質核種活度無顯著正相關性($p=0.06-0.37$, ^{232}Th ; $p=0.08-0.75$, ^{226}Ra)。TF值與基質核種相關性顯示 ^{40}K 與 ^{226}Ra 以及 ^{232}Th 的吸收核種的行為不同。 ^{226}Ra 與 ^{232}Th 的吸收行為符合核種由基質傳輸至植體的線性概念模式。此模式假設植體的活度與基質的活度成正相關(圖3b-3c)，基質的核種活度高植體容易吸收與傳輸，因此植體的活度與基質的核種活度成正相關性。由TF計算公式(1)顯示TF的數值與植體活度正相關，與基質活度負相關。因此符合核種的線性傳輸模式時，植體核種的活度與基質的活度成正相關，但是TF值與基質核種活度無相關性。香菇、洋菇與金針菇核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 在4種基質之結果符合線性傳輸概念模式關係。4種菇類核種 ^{40}K 活度與基質核種 ^{40}K 活度無顯著相關性，但是 ^{40}K 的TF值與基質的活度顯著的負相關(圖3a)，顯示菇類吸收 ^{40}K 時受到其他離子的抑制。

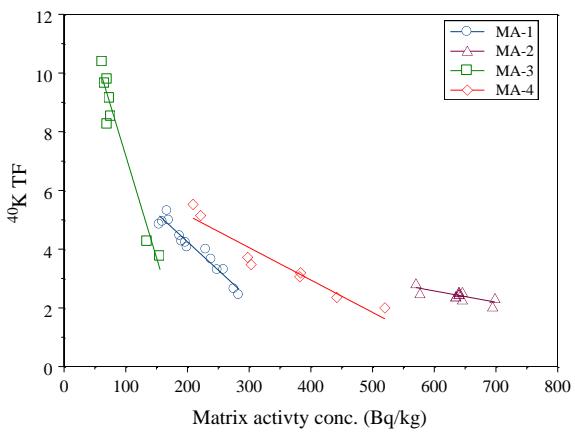


圖 7a 裁植香菇、洋菇與金針菇 ^{40}K 的 TF 與基質核種活度相關性。樣品代號:1. 太空包裁植香菇; 2. 洋菇; 3. 斷木栽植香菇; 4. 金針菇。

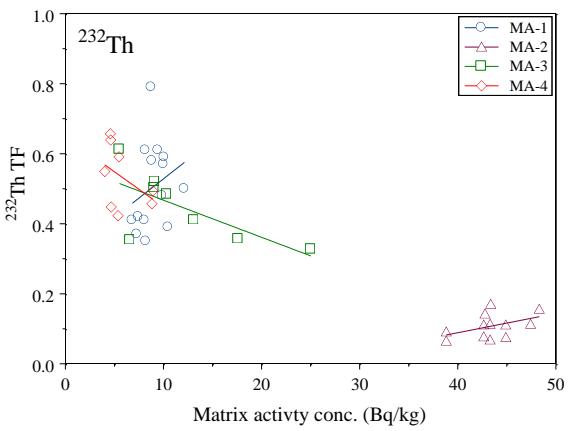


圖 7b 裁植香菇、洋菇與金針菇 ^{232}Th 的 TF 與基質核種活度相關性。樣品代號:1. 太空包裁植香菇; 2. 洋菇; 3. 斷木栽植香菇; 4. 金針菇。

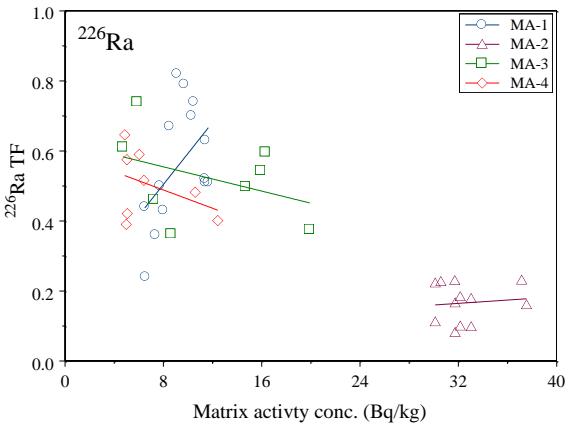


圖 7c 裁植香菇、洋菇與金針菇 ^{226}Ra 的 TF 與基質核種活度相關性。樣品代號:1. 太空包裁植香菇; 2. 洋菇; 3. 斷木栽植香菇; 4. 金針菇。

國內香菇與境外香菇人工放射性核種之分析

台灣食品放射性核種法規主要針對人工核種 ^{131}I 、 ^{134}Cs 與 ^{137}Cs 三種核種進行檢測，食品放射性核種 ^{131}I 活度需低於 100 Bq/kg， ^{134}Cs 與 ^{137}Cs 活度總和需低於 100 Bq/kg。本研究針對國內生產與國外進口市售菇類(國內乾香菇 10 件、國外乾香菇 14 件、國內生產新鮮金針菇 10 件與國內生產新鮮洋

菇 10 件)進行檢測，天然核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 活度呈現於表 3，結果於菇類與基質天然放射性核種分析討論。人工核種活度結果顯示國內市售乾香菇與新鮮洋菇及金針菇人工核種活度皆低於最低偵測活度(MDA)，代表國內種植的香菇、洋菇及金針菇未受人工輻射的污染。市售國外香菇 14 件中，6 件進口自日本及 1 件進口自韓國的市售香菇檢測到人工核種 ^{137}Cs ，日本進口乾香菇 ^{137}Cs 活度範圍 $3.03 - 7.76 \text{ Bq/kg}$ 與平均值 $5.17 \pm 1.86 \text{ Bq/kg}$ ，韓國的市售香菇 ^{137}Cs 活度 5.65 Bq/kg 。進口乾香菇 ^{137}Cs 活度皆遠低於法規許可標準(^{134}Cs 與 ^{137}Cs 活度總和) 100 Bq/kg 。菇體低人工核種活度可能來自於輻射落塵污染的土壤被菇類吸收。此低人工核種活度遠低於法規許可標準，對國人攝食造成人工核種曝露應不致引起核食安全疑慮。

攝食菇類天然與人工核種曝露劑量

評估食物攝食造成核種對人體的危害可以藉由計算攝食菇類的有效劑量($\mu\text{Sv/y}$)，評估危害程度。攝食菇類的有效劑量依據方程式(5)計算：

$$D_{\text{eff}} = \sum C_i \times M \times DF \quad (5)$$

其中 D_{eff} 、 C_i 、 M 、 DF 分別代表每年有效劑量(Sv/y)、菇體核種活度(Bq/kg -乾重)、每年攝食重量(kg -乾重/ 年)、核種 i 活度轉換因素(Sv/Bq)。本研究檢測 3 種菇類(香菇、洋菇及金針菇)以及 3 種天然核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)之活度。農委會統計資料顯示國人每人每年食用菇類數量為 2.35 kg -鮮重/ 年 ，假設不同菇類平均含水率 90%，因此每人食用菇類重量 0.235 kg -乾重/ 年 。核種轉換因子如下： $^{40}\text{K}=6.2 \times 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$ 、 $^{232}\text{Th}=2.3 \times 10^{-7} \text{ Sv/Bq}$ 與 $^{226}\text{Ra}=2.8 \times 10^{-7} \text{ Sv/Bq}$ 。

表 6a-6c 列 3 種菇類(香菇、洋菇及金針菇)以及 3 種天然核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)之攝食菇類的有效劑量($\mu\text{Sv/y}$)，含栽植與市售樣品。 ^{40}K 攝食菇類的有效劑量大小依序洋菇 > 金針菇 > 香菇。 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 攝食菇類的有效劑量 3 種菇類無顯著差異(表 6b-6c)。表 7 分別列香菇、洋菇及金針菇 3 核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 攝食有效劑量之總和($\mu\text{Sv/y}$)。有效劑量介於 $0.82 - 3.50 \mu\text{Sv/y}$ ，有效劑量大小依序 洋菇 > 金針菇 > 香菇。

表 6a 香菇、洋菇及金針菇 ^{40}K 攝食菇類的有效劑量($\mu\text{Sv/y}$)

菇類	平均值	sd	範圍	樣本數
香菇	1.08	0.19	0.60-1.47	46
金針菇	1.60	0.21	1.26-2.21	18
洋菇	2.27	0.17	1.99-2.65	22

表 6b 香菇、洋菇及金針菇 ^{232}Th 攝食菇類的有效劑量($\mu\text{Sv/y}$)

菇類	平均值	sd	範圍	樣本數
香菇	0.26	0.08	0.13-0.44	33
金針菇	0.22	0.09	0.11-0.37	14
洋菇	0.26	0.09	0.14-0.41	15

表 6c 香菇、洋菇及金針菇 ^{226}Ra 攝食菇類的有效劑量($\mu\text{Sv/y}$)

菇類	平均值	sd	範圍	樣本數
香菇	0.37	0.15	0.10-0.64	33
金針菇	0.31	0.13	0.13-0.56	16
洋菇	0.36	0.13	0.17-0.57	17

表 7 香菇、洋菇及金針菇 3 核種 ^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 攝食菇類的有效劑量之總和($\mu\text{Sv}/\text{y}$)

菇類	平均值	sd	範圍	樣本數
香菇	1.54	0.44	0.82-2.26	46
金針菇	2.04	0.33	1.52-2.97	18
洋菇	2.72	0.34	2.06-3.50	22

考慮檢測的栽植與市售所有香菇、洋菇及金針菇之 ^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 的年攝食有效劑量列於表 8。攝食菇類 ^{40}K 的有效劑量總和($1.49 \pm 0.53 \mu\text{Sv}/\text{y}$)顯著大於 $^{232}\text{Th}(0.25 \pm 0.08 \mu\text{Sv}/\text{y})$ 與 $^{226}\text{Ra}(0.35 \pm 0.14 \mu\text{Sv}/\text{y})$ 。3 核種相加之年攝食有效劑量介於 $0.82 - 3.50 \mu\text{Sv}/\text{y}$ ，平均 $1.95 \pm 0.63 \mu\text{Sv}/\text{y}$ 。依據 3 核種相加之年攝食有效劑量中間值的比例， ^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 分別佔年攝食有效劑量的百分比為 67.8%，13.5% 與 18.7%。[Lin et al. \(1996\)](#)評估台灣因天然輻射年有效劑量為 $1.56 \text{ mSv}/\text{y}$ ，其中 terrestrial internal radiation is $284 \mu\text{Sv}/\text{y}$ 。[Falandysz et al. \(2017\)](#)檢測 21 種可食用菇類，評估吃 1 kg 鮮重的菇體 ^{40}K 的年攝食有效劑量 $0.22 - 1.2 \mu\text{Sv}$ 。[Baeza et al. \(2004\)](#)檢測 72 種菇類樣品，評估吃菇類 ^{40}K 的年攝食有效劑量 $0.29 - 6.6 \mu\text{Sv}/\text{y}$ 。本研究 3 核種相加之年攝食有效劑量介於 $0.82 - 3.50 \mu\text{Sv}/\text{y}$ ，仍在文獻報導的天然核種年攝食有效劑量範圍內。

表 8 攝食所有菇類 ^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 的有效劑量($\mu\text{Sv}/\text{y}$)

菇類	平均值	sd	範圍	中間值	樣本數
^{40}K	1.49	0.53	0.60-2.65	1.29	86
^{232}Th	0.25	0.08	0.11-0.44	0.26	62
^{226}Ra	0.35	0.14	0.10-0.64	0.36	66
總和	1.95	0.63	0.82-3.50	1.92	86

四、結論

本研究檢測國人消費量最大 3 種菇類(香菇、洋菇與金針菇)天然核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)與人工核種(^{131}I ， ^{134}Cs 和 ^{137}Cs)活度。檢測結果顯示國內栽植樣品與市售產品 3 種菇類人工核種活度皆低於最小偵測活度。天然核種 ^{40}K 活度 (國內現地栽植樣品與市售產品以及國外進口) 大小依序:洋菇($1557 \pm 114 \text{ Bq/kg}$ -乾重) $>$ 金針菇($1098 \pm 141 \text{ Bq/kg}$ -乾重) $>$ 香菇($742 \pm 130 \text{ Bq/kg}$ -乾重)。洋菇、金針菇與香菇 ^{232}Th 活度分別為 4.82 ± 1.73 、 4.09 ± 1.60 、 $4.85 \pm 1.40 \text{ Bq/kg}$ -乾重，3 種菇類 ^{232}Th 活度無顯著差異。洋菇、金針菇與香菇 ^{226}Ra 活度分別為 5.41 ± 2.04 、 4.64 ± 1.97 、 $5.69 \pm 2.27 \text{ Bq/kg}$ -乾重，3 種菇類 ^{226}Ra 活度無顯著差異。全部樣品菇體 ^{226}Ra 活度 $5.36 \pm 2.15 \text{ Bq/kg}$ -乾重顯著大於 ^{232}Th 活度 $4.67 \pm 1.53 \text{ Bq/kg}$ -乾重($p=0.037$)。比較現地採集與市售 3 種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種活度(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)。現地栽植菇類與市售菇類活度無顯著差異。比較國產與進口乾香菇核種活度(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)。國產香菇 ^{40}K 活度 $837.1 \pm 119.2 \text{ Bq/kg}$ 高於進口香菇 ^{40}K 活度 $664.0 \pm 128.0 \text{ Bq/kg}$ ($p=0.003$)。 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 其活度無顯著差異。國外進口乾香菇僅有一個樣品測到 ^{232}Th 核種其活度為 2.79 Bq/kg 。國外進口乾香菇僅有一個樣品測到 ^{226}Ra 核種其活度為 2.06 Bq/kg ，進口乾香菇僅有 1 個樣品檢測到核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra ，活度分別為 2.79 Bq/kg (^{232}Th)與 2.06 Bq/kg (^{226}Ra)，低於國內市售平均活度 5.34 Bq/kg (^{232}Th)與 6.38 Bq/kg (^{226}Ra)。現地栽植 3 種菇類(香菇、洋菇與金針菇)核種(^{40}K 、 ^{232}Th 與 ^{226}Ra)基質與菇體核種活度的傳輸因子，因基質與菇類有差異。段木栽植香菇 ^{40}K 之 TF 顯著大於太空包栽植香菇、洋菇與金針菇之 TF 值($p < 0.001$)。太空包栽植與段木栽植香菇以及金針菇 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 之 TF 顯著大於洋菇 TF($p < 0.001$)。香菇、洋菇與金針菇核種 ^{232}Th 與 ^{226}Ra 在 4 種基質之結果符合線性傳輸概念模式關係。4 種菇類核種 ^{40}K 活度與基質核種 ^{40}K 活度無顯著相關性，但是 ^{40}K 的 TF 值與基質的活度顯著的負相關，顯示菇類吸收 ^{40}K 時受到其他離子的抑制。本研究 3 核種相加之年攝食有效劑量介於 $0.82 - 3.50 \mu\text{Sv}/\text{y}$ ，仍在文獻報導的天然核種年攝食有效劑量範圍內。

五、参考文献

- Abbasi, A. and Bashiry, V., 2019, "Estimation of cancer risk due to radiation exposure for some daily consumption of foods," No.
- Baeza, A., Hernández, S., Guillén, F. J., Moreno, G., Manjón, J. L., and Pascual, R., 2004, "Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain," *Science of the total environment*, Vol. 318, No. 1-3, pp. 59-71.
- Ban-nai, T., Yoshida, S., and Muramatsu, Y., 1994, "Cultivation experiments on uptake of radionuclides by mushrooms," *Radioisotopes (Tokyo)*, Vol. 43, No. 2, pp. 77-82.
- Brückmann, A. and Wolters, V., 1994, "Microbial immobilization and recycling of ^{137}Cs in the organic layers of forest ecosystems: relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity," *Science of the total environment*, Vol. 157, No. pp. 249-256.
- Bulko, N., Shabaleva, M., Kozlov, A., Tolkacheva, N., and Mashkov, I., 2014, "The ^{137}Cs accumulation by forest-derived products in the Gomel region," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 127, No. pp. 150-154.
- Chatterjee, S., Sarma, M. K., Deb, U., Steinhauser, G., Walther, C., and Gupta, D. K., 2017, "Mushrooms: from nutrition to mycoremediation," *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 24, No. 24, pp. 19480-19493.
- Clint, G., Dighton, J., and Rees, S., 1991, "Influx of ^{137}Cs into hyphae of basidiomycete fungi," *Mycological Research*, Vol. 95, No. 9, pp. 1047-1051.
- Desmet, G., Nassimbeni, P., and Belli, M., 1990, "Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments," No.
- Eaton, J. S., Likens, G. E., and Bormann, F. H., 1973, "Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest," *The Journal of Ecology*, No. pp. 495-508.
- Eckl, P., Hofmann, W., and Türrk, R., 1986, "Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms," *Radiation and Environmental Biophysics*, Vol. 25, No. 1, pp. 43-54.
- Eisenbud, M., 1973, "Environmental Radioactivity, Acad," *Press, New York*, Vol. 118, No.
- Falandysz, J., Zhang, J., and Zalewska, T., 2017, "Radioactive artificial ^{137}Cs and natural ^{40}K activity in 21 edible mushrooms of the genus *Boletus* species from SW China," *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 24, No. 9, pp. 8189-8199.
- Fielitz, U., Klemt, E., Strebl, F., Tataruch, F., and Zibold, G., 2009, "Seasonality of ^{137}Cs in roe deer from Austria and Germany," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 100, No. 3, pp. 241-249.
- Fisher, N. S., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T. G., Baumann, Z., Madigan, D. J., and Garnier-Laplace, J., 2013, "Evaluation of radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident to marine biota and human consumers of seafood," *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 110, No. 26, pp. 10670-10675.
- Fujimoto, K., Miki, S., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Takagi, K., Ambe, D., Ono, T., Watanabe, T., Morinaga, K., and Nakata, K., 2015, "Use of otolith for detecting strontium-90 in fish from the harbor of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant," *Environmental science & technology*, Vol. 49, No. 12, pp. 7294-7301.
- Gillett, A. and Crout, N., 2000, "A review of ^{137}Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 48, No. 1, pp. 95-121.
- Grueter, H., "Radioactive fission product ^{137}Cs in mushrooms in W. Germany during 1963--1970," in *Chemical and radionuclide food contamination*, ed, 1973.
- Guillitte, O., Melin, J., and Wallberg, L., 1994, "Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem," *Science of the Total Environment*, Vol. 157, No. pp. 207-215.
- Haselwandter, K., 1978, "Accumulation of the radioactive nuclide ^{137}Cs in fruitbodies of basidiomycetes," *Health Physics*, Vol. 34, No. 6, pp. 713-715.
- Heinrich, G., 1992, "Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms," *Radiation and environmental biophysics*, Vol. 31, No. 1, pp. 39-49.
- Hoshi, M., Konstantinov, Y. O., Evdeeva, T. Y., Kovalev, A. I., Aksenov, A. S., Koulikova, N. V., Sato, H., Takatsui, T., Takada, J., and Endo, S., 2000, "Radiocesium in children residing in the western

- districts of the Bryansk Oblast from 1991-1996," *Health physics*, Vol. 79, No. 2, pp. 182-186.
- Hoshi, M., Shibata, Y., Okajima, S., Takatsuji, T., Yamashita, S., Namba, H., Yokoyama, N., Izumi, M., Nagataki, S., and Fujimura, K., 1994, "137Cs concentration among children in areas contaminated with radioactive fallout from the Chernobyl accident: Mogilev and Gomel oblasts, Belarus," *Health Physics*, Vol. 67, No. 3, pp. 272-275.
- Johanson, K. J. and Bergström, R., 1994, "Radiocaesium transfer to man from moose and roe deer in Sweden," *Science of the Total Environment*, Vol. 157, No. pp. 309-316.
- Kaduka, M., Shutov, V., Bruk, G. Y., Balonov, M., Brown, J., and Strand, P., 2006, "Soil-dependent uptake of 137Cs by mushrooms: experimental study in the Chernobyl accident areas," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 89, No. 3, pp. 199-211.
- Kammerer, L., Hiersche, L., and Wirth, E., 1994, "Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 23, No. 2, pp. 135-150.
- Karlén, G., Johanson, K. J., and Bergström, R., 1991, "Seasonal variation in the activity concentration of 137Cs in Swedish roe-deer and in their daily intake," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 14, No. 2, pp. 91-103.
- Karunakara, N., Rao, C., Ujwal, P., Yashodhara, I., Kumara, S., and Ravi, P., 2013, "Soil to rice transfer factors for 226Ra, 228Ra, 210Pb, 40K and 137Cs: a study on rice grown in India," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 118, No. pp. 80-92.
- Kiefer, P., Pröhl, G., Müller, H., Lindner, G., Drissner, J., and Zibold, G., 1996, "Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of southern Germany," *Science of the total environment*, Vol. 192, No. 1, pp. 49-61.
- Kuwahara, C., Fukumoto, A., Ohsone, A., Furuya, N., Shibata, H., Sugiyama, H., and Kato, F., 2005, "Accumulation of radiocesium in wild mushrooms collected from a Japanese forest and cesium uptake by microorganisms isolated from the mushroom-growing soils," *Science of the total environment*, Vol. 345, No. 1-3, pp. 165-173.
- Likens, G., Driscoll, C. T., Buso, D., Siccama, T., Johnson, C. E., Lovett, G., Fahey, T., Reiners, W., Ryan, D., and Martin, C., 1998, "The biogeochemistry of calcium at Hubbard Brook," *Biogeochemistry*, Vol. 41, No. 2, pp. 89-173.
- Lin, Y.-M., Chen, C.-J., and Lin, P.-H., 1996, "Natural background radiation dose assessment in Taiwan," *Environment International*, Vol. 22, No. pp. 45-48.
- Lindequist, U., Niedermeyer, T. H., and Jülich, W.-D., 2005, "The pharmacological potential of mushrooms," *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, Vol. 2, No. 3, pp. 285-299.
- Linsalata, P., 1994, "Uranium and thorium decay series radionuclides in human and animal foodchains—a review," *Journal of Environmental Quality*, Vol. 23, No. 4, pp. 633-642.
- Mascanzoni, D., 1987, "Chernobyl's challenge to the environment: a report from Sweden," *Science of the total environment*, Vol. 67, No. 2-3, pp. 133-148.
- Mascanzoni, D., 1992, "Determination of 90Sr and 137Cs in mushrooms following the Chernobyl fallout," *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, Vol. 161, No. 2, pp. 483-488.
- Mascanzoni, D., 2009, "Long-term transfer of 137Cs from soil to mushrooms in a semi-natural environment," *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, Vol. 282, No. 2, pp. 427-431.
- Mukhopadhyay, B., Nag, M., Laskar, S., and Lahiri, S., 2007, "Accumulation of radiocesium by Pleurotus citrinopileatus species of edible mushroom," *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, Vol. 273, No. 2, pp. 415-418.
- Muramatsu, Y. and Yoshida, S., 1997, "Mushroom and radiocesium," *Radioisotopes*, Vol. 46, No. pp. 450-463.
- Myttenaere, C., Schell, W., Thiry, Y., Sombre, L., Ronneau, C., and De Schrieck, J. V. D. S., 1993, "Modelling of Cs-137 cycling in forests: recent developments and research needed," *Science of the Total Environment*, Vol. 136, No. 1-2, pp. 77-91.
- Nakashima, K., Orita, M., Fukuda, N., Taira, Y., Hayashida, N., Matsuda, N., and Takamura, N., 2015, "Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi Village after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant," *PeerJ*, Vol. 3, No. p. e1427.

- Nihei, N., Tanoi, K., and Nakanishi, T. M., 2015, "Inspections of radiocesium concentration levels in rice from Fukushima Prefecture after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident," *Scientific reports*, Vol. 5, No. p. 8653.
- Nikolova, I., Johanson, K. J., and Dahlberg, A., 1997, "Radiocaesium in fruitbodies and mycorrhizae in ectomycorrhizal fungi," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 37, No. 1, pp. 115-125.
- Orita, M., Nakashima, K., Hayashida, N., Endo, Y., Yamashita, S., and Takamura, N., 2016, "Concentrations of radiocesium in local foods collected in Kawauchi village after the accident at the Fukushima Dai-ichi nuclear power station," *Scientific reports*, Vol. 6, No. p. 28470.
- Orita, M., Nakashima, K., Taira, Y., Fukuda, T., Fukushima, Y., Kudo, T., Endo, Y., Yamashita, S., and Takamura, N., 2017, "Radiocesium concentrations in wild mushrooms after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: follow-up study in Kawauchi village," *Scientific reports*, Vol. 7, No. 1, p. 6744.
- Oshita, S., Yasunaga, E., Takata, D., Tanoi, K., Kawagoe, Y., Shirai, H., Nakanishi, T. M., Sasaki, H., and Makino, Y., 2013, "Radioactivity measurement of soil and vegetables arisen from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Case studies of low level contamination in Tokyo and Fukushima," *Radioisotopes (Tokyo)*, Vol. 62, No. 3, pp. 149-157.
- Prand-Stritzko, B. and Steinhauer, G., 2018, "Characteristics of radiocesium contaminations in mushrooms after the Fukushima nuclear accident: evaluation of the food monitoring data from March 2011 to March 2016," *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 25, No. 3, pp. 2409-2416.
- Rühm, W., Steiner, M., Kammerer, L., Hiersche, L., and Wirth, E., 1998, "Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 39, No. 2, pp. 129-147.
- Rafferty, B., Dawson, D., and Kliashtorin, A., 1997, "Decomposition in two pine forests: the mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter," *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 29, No. 11-12, pp. 1673-1681.
- Read, D. J., 1991, "Mycorrhizas in ecosystems," *Experientia*, Vol. 47, No. 4, pp. 376-391.
- Russell, R., 1965, "Interception and retention of airborne material on plants—an introductory review," *Hlth Phys*, Vol. 11, No. p. 1305.
- Saad, M. H., 2017, "Study of natural radioactivity in Lake Miri in South West of Sudan," *Journal of Taibah University for Science*, Vol. 11, No. 4, pp. 613-616.
- Saba, M., Falandyz, J., and Nnorom, I. C., 2016, "Mercury bioaccumulation by *Suillus bovinus* mushroom and probable dietary intake with the mushroom meal," *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 23, No. 14, pp. 14549-14559.
- Saniewski, M., Zalewska, T., Krasińska, G., Szylke, N., Wang, Y., and Falandyz, J., 2016, " ^{90}Sr in King Bolete *Boletus edulis* and certain other mushrooms consumed in Europe and China," *Science of the Total Environment*, Vol. 543, No. pp. 287-294.
- Sekitani, Y., Hayashida, N., Karevskaya, I. V., Vasilitsova, O. A., Kozlovsky, A., Omiya, M., Yamashita, S., and Takamura, N., 2010, "Evaluation of ^{137}Cs body burden in inhabitants of Bryansk Oblast, Russian Federation, where a high incidence of thyroid cancer was observed after the accident at the Chernobyl nuclear power plant," *Radiation protection dosimetry*, Vol. 141, No. 1, pp. 36-42.
- Shozugawa, K., Saito, T., Hori, M., and Matsuo, M., 2016, "High-sensitivity determination of radioactive cesium in Japanese foodstuffs: 3 years after the Fukushima accident," *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 307, No. 3, pp. 2117-2122.
- Širić, I., Humar, M., Kasap, A., Kos, I., Mioč, B., and Pohleven, F., 2016, "Heavy metal bioaccumulation by wild edible saprophytic and ectomycorrhizal mushrooms," *Environmental science and pollution research*, Vol. 23, No. 18, pp. 18239-18252.
- Stefanović, V., Trifković, J., Mutić, J., and Tešić, Ž., 2016, "Metal accumulation capacity of parasol mushroom (*Macrolepiota procera*) from Rasina region (Serbia)," *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 23, No. 13, pp. 13178-13190.
- Steiner, M., Linkov, I., and Yoshida, S., 2002, "The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 58, No. 2-3, pp. 217-241.

- Steinhauser, G., 2017, "Monitoring and radioecological characteristics of radiocesium in Japanese beef after the Fukushima nuclear accident," *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, Vol. 311, No. 2, pp. 1367-1373.
- Steinhauser, G. and Saeys, P. R., 2016, "137 Cs in the meat of wild boars: a comparison of the impacts of Chernobyl and Fukushima," *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, Vol. 307, No. 3, pp. 1801-1806.
- Sugiyama, H., Iwashima, K., and Shibata, H., 1990, "Concentration and behavior of radiocesium in higher basidiomycetes in some Kanto and the Koshin districts, Japan," *Radioisotopes*, Vol. 39, No. 11, pp. 499-502.
- Tanoi, K., Uchida, K., Doi, C., Nihei, N., Hirose, A., Kobayashi, N. I., Sugita, R., Nobori, T., Nakanishi, T. M., and Kanno, M., 2016, "Investigation of radiocesium distribution in organs of wild boar grown in Iitate, Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident," *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 307, No. 1, pp. 741-746.
- Travnikova, I., Bruk, G. J., Shutov, V., Bazjukin, A., Balonov, M., Rahola, T., and Tillander, M., 2001, "Contribution of different foodstuffs to the internal exposure of rural inhabitants in Russia after the Chernobyl accident," *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 93, No. 4, pp. 331-339.
- Vinichuk, M. M. and Johanson, K. J., 2003, "Accumulation of 137Cs by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 64, No. 1, pp. 27-43.
- Vinichuk, M. M., Johanson, K. J., Rosen, K., and Nilsson, I., 2004, "Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 78, No. 1, pp. 77-92.
- Wang, J.-J., Wang, C.-J., Huang, C.-C., and Lin, Y.-M., 1998, "Transfer factors of 90Sr and 137Cs from paddy soil to the rice plant in Taiwan," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 39, No. 1, pp. 23-34.
- Yamada, T., "Radiocesium Dynamics in Wild Mushrooms During the First Five Years After the Fukushima Accident," in *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III)*, ed: Springer, 2019, pp. 123-139.
- Yoshida, S. and Muramatsu, Y., 1994, "Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests," *Science of the Total Environment*, Vol. 157, No. pp. 197-205.
- Yoshida, S. and Muramatsu, Y., 1996, "Environmental radiation pollution of fungi," *Jpn J Mycol*, Vol. 37, No. pp. 25-30.
- Yoshida, S., Muramatsu, Y., and Ogawa, M., 1994, "Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan," *Journal of environmental radioactivity*, Vol. 22, No. 2, pp. 141-154.
- Yoshida, S., Muramatsu, Y., Steiner, M., Belli, M., Pasquale, A., Rafferty, B., Rühm, W., Rantavaara, A., Linkov, I., and Dvornik, A., "Relationship between radiocesium and stable cesium in plants and mushrooms collected from forest ecosystems with different contamination levels," in *Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association*. May, Hiroshima P-11-244, 2000.
- Zibold, G., Drissner, J., Kaminski, S., Klemt, E., and Miller, R., 2001, "Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling," *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 55, No. 1, pp. 5-27.

科技部補助專題研究計畫成果自評表

請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況、研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）、是否適合在學術期刊發表或申請專利、主要發現（簡要敘述成果是否具有政策應用參考價值及具影響公共利益之重大發現）或其他有關價值等，作一綜合評估。

1. 請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況作一綜合評估

達成目標

- 未達成目標（請說明，以 100 字為限）
- 實驗失敗
 - 因故實驗中斷
 - 其他原因

說明：

2. 研究成果在學術期刊發表或申請專利等情形(請於其他欄註明專利及技轉之證號、合約、申請及洽談等詳細資訊)

論文： 已發表 未發表之文稿 ■撰寫中 無

專利： 已獲得 申請中 ■無

技轉： 已技轉 洽談中

■無

其他：(以 200 字為限)

本研究內容成果可以分為 2 大部分(1)3 種菇類(香菇,金針菇, 洋菇)與栽植基質之核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 、 ^{137}Cs)活度與傳輸因子(TF)探討。以及傳輸可能機制探討。(2)市售菇類(香菇,金針菇, 洋菇)核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 、 ^{137}Cs)活度與年有效攝食劑量評估。此 2 部分將撰寫學術期列論文。

3. 請依學術成就、技術創新、社會影響等方面，評估研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，以 500 字為限）。

菇類(香菇,金針菇, 洋菇)核種(^{40}K 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 、 ^{137}Cs)活度人工栽植菇類的天然核種活度以及核種由基質傳輸至菇體的 TF 資料很少。本研究 TF 的結果顯示 ^{40}K 的 TF 與 ^{232}Th 以及 ^{226}Ra 的傳輸機制不同，此 TF 機制的論述可以增加核種傳輸的了解。由年有效攝食有效劑量的評估與全球的蔬果年有效攝食有效劑量相似。此年有效攝食有效劑量的結果可以說明天然核食安全的例證。

4. 主要發現

本研究具有政策應用參考價值： 否 是，建議提供機關：

(勾選「是」者，請列舉建議可提供施政參考之業務主管機關)

本研究具影響公共利益之重大發現： 否 是

說明：(以 150 字為限)

1.

科技部補助專題研究計畫成果彙整表

計畫主持人：陳庭堅		計畫編號：MOST 109-2623-E-020-001-NU				
計畫名稱：台灣與境外食用菇類與栽種介質的放射性核種分布之初探						
成果項目		量化	單位	質化 (說明：各成果項目請附佐證資料或細項說明，如期刊名稱、年份、卷期、起訖頁數、證號...等)		
國內 學術性論文	期刊論文	1	篇	題目：“Transfer factor of natural radionuclides ⁴⁰ K, ²²⁶ Ra, and ²³² Th from growth matrix to mushroom.”預定投稿SCI期刊,此論文目前已完成英文初稿已送英文編輯修稿。		
	研討會論文	1		預定參加”The 7 th International Conference on Applied System Innovation 2021”研討會日期:6月11-12日, 2021.		
	專書		本	請附專書資訊。		
	專書論文		章	請附專書論文資訊。		
	技術報告		篇			
	其他		篇			
智慧財產權 及成果	專利權	發明專利	申請中	請附佐證資料，如申請案號。		
			已獲得	請附佐證資料，如獲證案號。		
		新型/設計專利				
	商標權					
	營業秘密					
	積體電路電路布局權					
	著作權					
	品種權					
	其他					
	技術移轉	件數	件			

		收入		千元	<p>1. 依「科技部科學技術研究發展成果歸屬及運用辦法」第2條規定，研發成果收入係指執行研究發展之單位因管理及運用研發成果所獲得之授權金、權利金、價金、股權或其他權益。</p> <p>2. 請註明合約金額。</p>
國外	學術性論文	期刊論文		篇	請附期刊資訊。
		研討會論文			
		專書		本	請附專書資訊。
		專書論文		章	請附專書論文資訊。
		技術報告		篇	
		其他		篇	
	智慧財產權及成果	專利權	申請中	件	請附佐證資料，如申請案號。
			已獲得		請附佐證資料，如獲證案號。
		新型/設計專利			
		商標權			
		營業秘密			
		積體電路電路布局權			
		著作權			
		品種權			
		其他			
參與計	技術移轉	件數		件	
		收入		千元	<p>1. 依「科技部科學技術研究發展成果歸屬及運用辦法」第2條規定，研發成果收入係指執行研究發展之單位因管理及運用研發成果所獲得之授權金、權利金、價金、股權或其他權益。</p> <p>2. 請註明合約金額。</p>
參與計	本國籍	大專生		人次	
		碩士生	1		
		博士生	1		
		博士後研究員			
		專任助理	3		

畫 人 力	非本國籍	大專生			
		碩士生			
		博士生			
		博士後研究員			
		專任助理			
		其他成果 (無法以量化表達之成果如辦理學術活動、獲得獎項、重要國際合作、研究成果國際影響力及其他協助產業技術發展之具體效益事項等，請以文字敘述填列。)			

109年度專題研究計畫成果彙整表

計畫主持人：陳庭堅		計畫編號：109-2623-E-020-001-NU		
計畫名稱：台灣與境外食用菇類與栽種介質的放射性核種分布之初探				
成果項目		量化	單位	質化 (說明：各成果項目請附佐證資料或細項說明，如期刊名稱、年份、卷期、起訖頁數、證號...等)
國內	學術性論文	期刊論文	1	題目：“Transfer factor of natural radionuclides 40K, 226Ra, and 232Th from growth matrix to mushroom.” 預定投稿SCI期刊，此論文目前已完成英文初稿已送英文編輯修稿。 預定參加”The 7th International Conference on Applied System Innovation 2021” 研討會日期：6月11-12日，2021.
		研討會論文	1	
		專書	0	
		專書論文	0	
		技術報告	0	
		其他	0	
國外	學術性論文	期刊論文	0	
		研討會論文	0	
		專書	0	
		專書論文	0	
		技術報告	0	
		其他	0	
參與計畫人力	本國籍	大專生	0	
		碩士生	0	
		博士生	0	
		博士級研究人員	0	
		專任人員	0	
	非本國籍	大專生	0	人次 碩士生1名參與計畫。 博士生1名參與計畫。 專任助理3名參與計畫，其中一名為博士生，仍在就讀。
		碩士生	1	
		博士生	1	
		博士級研究人員	0	
		專任人員	3	
其他成果 (無法以量化表達之成果如辦理學術活動、獲得獎項、重要國際合作、研究成果國際影響力及其他協助產業技術發展之具體效益事項等，請以文字敘述填列。)				