



嘉磷塞 (Glyphosate)

農藥暴露風險評估報告

(第一版)



評估單位

農業藥物毒物試驗所

中華民國 108 年 10 月 14 日

目錄

壹、 前言	2
貳、 主要專有名詞	4
參、 嘉磷塞使用情形	5
肆、 人體健康風險評估	6
一、 對農民或施用者的暴露風險	6
二、 消費者飲食暴露風險評估	9
伍、 環境生態風險評估	11
一、 對非目標生物的影響	11
二、 環境或水域監測情形	13
陸、 總結	14
柒、 主要參考文獻	15
附件一 嘉磷塞使用現況分析	
附件二 我國農民使用嘉磷塞之噴藥暴露量評估	
附件三 歐盟對嘉磷塞在農藥施用者及居民之暴露評估	
附件四 嘉磷塞於取食及飲用水之暴露風險評估	
附件五 嘉磷塞對非目標生物的影響評估	
附件六 嘉磷塞的環境特性及國內外環境基質調查資料及評估	

壹、前言

嘉磷塞的暴露風險評估的原由，乃因國際癌症研究中心 (International Agency for Research on Cancer, IARC) 於 2015 年 3 月將嘉磷塞致腫瘤潛力提升為 2A 等級，判定為極可能對人類具致腫瘤性，引發各界強烈的關注，各國際管理機構紛紛重啟評估機制，農業委員會 (農委會) 農業藥物毒物試驗所 (藥毒所) 在去年乃依據農委會動植物防疫檢疫局農藥技術諮議會毒理組 2018 年第 2 次會議 (2018 年 5 月 22 日) 決議辦理，於 2018 年 10 月完成嘉磷塞農藥的毒理安全評估報告，並由農委會動植物防疫檢疫局於 2019 年 5 月 15 日公告在農藥資訊服務網/資訊公開項下 (https://pesticide.baphiq.gov.tw/web/Insecticides_MenuItem16.aspx?type=5)，該報告為從毒理學的危害辨識觀點之階段性評估，顯示嘉磷塞不具明顯的急毒性、無明顯的神經毒性、無致變異性及無明顯的生殖毒性、惟具刺激性；長期餵食毒性之標的器官為消化道；在嘉磷塞對腫瘤危害辨識與風險已有初步結論，顯示可給予類似糧食及農業組織/世界衛生組織農藥殘留聯席會議 (JMPR) 「經由飲食暴露下，嘉磷塞對人類不具致腫瘤危害性」的論點，然而由於目前國內外無任何嘉磷塞及其代謝產物致腫瘤的作用機制(mode of action, MOA)之科學佐證資料，因此以目前的文獻與研究，仍尚未完全排除嘉磷塞之致腫瘤性疑慮。有關國際間對嘉磷塞與人類腫瘤風險之流行病學資料待經領域專家審查後，及待補齊本國流行病學資料下，再行公開這些相關資料，另外在每日可接受攝取量 (acceptable daily intake, ADI) 之訂定方面，採用狗長期餵食毒性試驗資料無可見毒害劑量 (No observed adverse effect level, NOAEL) 30 mg/kg/day 除以不確定因子數值 100 (物種間差異 10 倍及個體間差異 10 倍) 所得出，為 0.3 mg/kg bw/day。依據國內農藥管理法第 18 條，因應國內外如有新的危害人體健康之虞或污染環境關注議題，得視影響程度啟動後續再評估的機制。因此，本評估報告可視為第二階段主要針對消費者、田間施用者及居民、生態環境的殘留與危害及對非目標生物等之暴露進行綜合性風險評估，讓社會大眾能進一步瞭解嘉磷塞農藥的使用

現況與風險。

嘉磷塞對消費者取食及飲用水暴露風險評估，採用前述報告所定之 ADI 0.3 mg/kg bw/day，並以高度保守之評估模式進行取食及飲用水暴露風險評估，顯示評估結果皆遠低於 ADI cup 之管制界線值，可排除取食及飲用水之長期攝食風險疑慮，另依據藥毒所在 2012、2014 及 2019 年計 317 件蔬果作物監測結果，顯示只在 1 件柑桔樣品驗出 0.03 ppm 的嘉磷塞殘留量(容許量為 0.1ppm)，對於消費者的暴露風險暫無需進行精細評估。

關於嘉磷塞對田間施用者暴露風險評估，本報告內容提供我國農民使用嘉磷塞之噴藥暴露量評估，及收集歐盟之每日可接受操作暴露量 (AOEL) 值與農業操作者暴露模擬模式 (AOEM) 資料做為田間施用者及居民評估參考；前者根據藥毒所於 1994-2003 年間參考 U.S. EPA 之指引，進行試驗調查並累積我國農民實際噴藥暴露量資料，針對 326 位農民噴藥資料，涵蓋 16 種作物園區及 5 種不同噴藥方式，結果顯示不論是慢性暴露量評估(MOS)或急性暴露量評估值(PTDPH)，我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險皆屬於安全可接受的範圍。後者以歐洲食品安全局 (EFSA) 對嘉磷塞在農藥施用者、居民及旁觀者之暴露採階層式模式進行風險評估，結果可見無論是嘉磷塞胺鹽或異丙胺鹽，在正常使用情形及穿戴防護之情況下，其系統性暴露量皆低於所訂之 AOEL 值，且居民及旁觀者之估計系統性暴露量亦皆未高於 AOEL 值，參採國外階層式評估模式資料顯示嘉磷塞對田間施用者或居民其暴露風險應於安全範圍內。

嘉磷塞在環境的殘留情況，依據防檢局執行台灣地區河川水及底泥樣品調查資料，結果大部分水體及底泥樣品可檢出嘉磷塞及其代謝物，地表水中嘉磷塞檢出濃度與國外資料相近或是比國外監測值低，並遠低於美國環保署所定的飲用水中嘉磷塞標準(MCL=0.7 mg/L)，加上國內實際檢測之地下水樣品，未檢出有嘉磷塞及其代謝物殘留，可顯示本國地下水受嘉磷塞污染的風險低。

針對嘉磷塞使用時對生態環境風險的影響，乃利用環境影響商數 (EIQ) 的計算模式，並參考美國康乃爾大學從田間 EIQ 角度所進行的分析資料，提出之 FEIQ 風

險評等指標，若以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 之最高用量與一般用量，分別計算 FEIQ 為 56.6 及 25.1，顯示降低嘉磷塞施用量，風險評等值可降至極低之等級。

再者嘉磷塞對非目標生物之暴露風險，大部分資料來自國外或僅於危害辨識評估資料，如對蜜蜂口服急毒性與接觸急毒性屬低毒級、對於鳥禽類口服急毒性與餵飼毒性為低毒與輕毒、對水生魚類急毒性為低毒，另嘉磷塞部分成品因含 POEA 表面活性劑，會增強對魚類急毒性提升為劇毒至中等毒，加上由國內外環境或水域監測土壤、底泥及水體中的嘉磷塞濃度，這些環境實際監測濃度都遠遠低於蚯蚓與水生生物慢性毒性之無可見毒害濃度，且嘉磷塞對蜜蜂行為的影響風險不高，綜合這些結果可顯示嘉磷塞本身對非目標生物之暴露風險不高，除非任意提高濃度且不當施用才會增加對非目標生物之暴露風險。

貳、 主要專有名詞

1. ADI：每日可接受攝食量 (Acceptable daily intake)
2. AI：有效成分 (Active ingredient)
3. AOEL：每日可接受操作者暴露量 (Acceptable operator exposure level)
4. AOEM：農業操作者暴露模擬模式 (Agricultural operator exposure model)
5. ARfD：急性參考劑量 (Acute reference dose)
6. EDI：估算每日攝取總量 (Estimated daily intake)
7. EIQ：環境影響商數 (Environmental impact quotient)
8. HR：殘留試驗最高值 (Highest Residues)
9. IESTI：估算短期膳食攝入量 (Estimate of short term intake)
10. IPM：作物病蟲害整合管理 (Integrated pest management)
11. LC50：半數致死濃度 (Lethal concentration, 50%)
12. LD50：半數致死劑量 (Lethal dose, 50%)
13. LOAEL：最低可見毒害劑量 (Lowest observed adverse effect level)
14. MCL：最大污染物值 (Maximum contaminant level)
15. MCLG：最大污染物值目標 (Maximum contaminant level goal)
16. MOS：安全界限值 (Margin of safety)

17. MRL：殘留容許量 (Maximum residue limit)
18. MTD：最大耐受劑量 (Maximum tolerated dose)
19. NOAEL：無可見毒害劑量 (No observed adverse effect level)
20. PTDPH：每小時毒性物質百分比 (percentage of toxic dose per hour)
21. PPDB：農藥綜合資料數據庫 (Pesticide properties database)
22. STMR：殘留試驗中位數 (Supervised trial median residue)
23. TMDI：理論最大每日攝取總量 (Theoretical maximum daily intake)
24. UF：不確定因子 (Uncertainty factor)

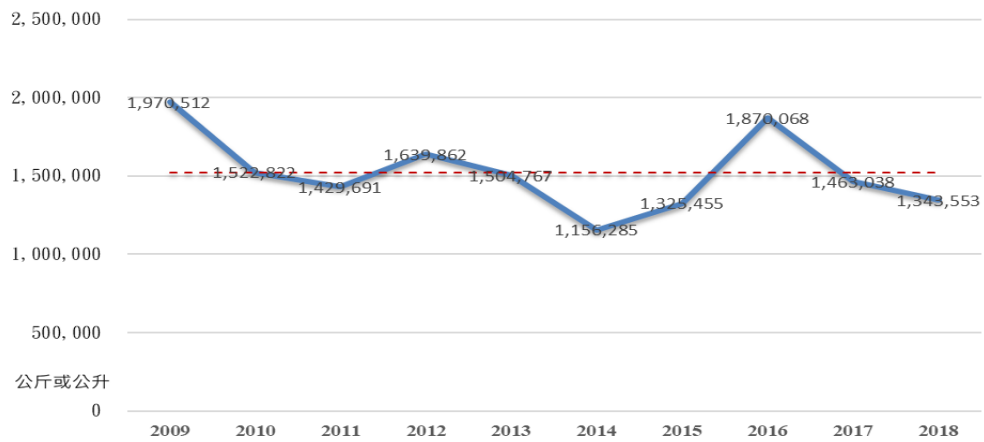
參、嘉磷塞使用情形 (完整報告詳見附件一)

一、使用現況分析

嘉磷塞為莖葉萌後施用之非選擇性系統型除草劑，可有效防除香附子、茅草等多年生草之營養繁殖器官，但對土壤中萌發之草子控制效果差。嘉磷塞目前登記且具有許可證之劑型計 6 種，其中以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 最多。依農糧署公告各項作物種植面積查詢(2018 年)資料，以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 登記之最高用量，且每年施用 1 次方式，推算有效成分總用量顯示，以非耕作農地 55% 最高，次為果園及茶園占 37%。引用美國康乃爾大學提供之農藥有效成分環境風險商數(EIQ)評估表，有關嘉磷塞對噴藥及採收等操作人員之職業風險、農產品殘留及地下水污染之消費者風險、生態環境中非目標生物風險，得到 EIQ 為 15.33，顯示相對上嘉磷塞主要對生態環境中的非目標生物造成較明顯的衝擊。另參考美國康乃爾大學提出之田間生態 EIQ 值 (FEIQ) 風險評等指標，若以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 之最高用量與一般用量，分別計算 FEIQ 為 56.6 及 25.1，顯示降低嘉磷塞施用量，風險評等值可降至極低之等級。因此在針對嘉磷塞減量使用上，可藉由施用量的調降，配合友善耕作的雜草管理策略，對於短期作物實施早期覆蓋，果樹等長期作物以草生栽培搭配機械除草，非耕作農地則於雨季來臨前執行割草等措施，或許可達到平衡農業效率及維護環境需求之可行的途徑。

根據防檢局統計 2009 年至 2018 年國內嘉磷塞(原體)產銷量，平均每年使用量為 1,522,605 公斤或公升。

嘉磷塞產銷量 (以原體計)



註：每年產銷量計算方式為每年國內產製原體量和進口成品換算原體量之加總。

二、使用建議

合理化的雜草管理策略，應著重在以監測及危害限界作為防治實施之依據。推動以環境永續利用為目標的雜草管理方案，首先須深入掌握雜草在生態系中扮演的角色，同時落實防範雜草種子入侵與散布的預防性措施，並積極發展化學除草劑以外之替代或輔助技術，以支援在各種情況下所面對之雜草問題。而針對嘉磷塞的減量使用，可從降低單位面積登記用量著手，配合友善耕作的雜草管理策略，對於短期作物實施早期覆蓋，果樹等長期作物以草生栽培搭配機械除草，非耕作農地則於雨季來臨前執行割草等方式，以求達到平衡農業效率及維護環境需求之目標。

肆、人體健康風險評估

一、嘉磷塞對農民或施用者及居民的暴露風險

嘉磷塞對田間施用者暴露風險評估，分為我國農民使用嘉磷塞之噴藥暴露量評估，及收集國外歐盟之每日可接受操作暴露量 (AOEL) 值與農業操作者暴露模擬模式 (AOEM) 資料做為田間施用者及居民評估之參考。

(一) 對農民使用嘉磷塞之噴藥暴露量評估 (完整評估報告詳見附件二)

1. 前言

藥毒所從 1994 年至 2003 年間根據美國環保署之指引，進行試驗調查並累積我國農民實際噴藥暴露量資料，整理農民噴藥器械及噴藥量之基本資料，歷年來針對 326 位農民噴藥資料依噴藥方式、作物種類加以分類整理，共進行 16 種作物及 5 種不同噴藥方式之試驗人次。建立我國農民噴藥暴露量資料庫以進行農民的噴藥暴露風險評估，根據 Durham 等資料估算的急性暴露量評估值 (Percentages of the toxic dose per hour, PTDPH) 小於 1% 時表示安全，慢性暴露量評估 (Margin of safety, MOS) 值小於 1 時表不安全。本文根據我國噴藥暴露量資料庫、嘉磷塞登記使用範圍、及除草劑的噴施方式等評估我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險。

2. 嘉磷塞農藥農民噴藥暴露量評估

嘉磷塞農藥對農民噴藥暴露量評估，以 41 % SL 嘉磷塞做為評估標的，採用我國現行每日可接受攝食量(ADI) 值 0.3 mg/kg/day，參數包括免隻皮膚暴露數據、向下噴灑 (稀釋 70 倍)、噴藥量與呼吸暴露量依噴藥方式不同介於 80-250 L/h 與 0.55-2.95 $\mu\text{g/hr}$ ，結果在急性暴露量評估，其 PTDPH 值在背負式動力、背負式手動及牽管式動力分別為 0.00041、0.00031 及 0.000041%；在慢性暴露評估並以農民每天工作 2 小時及 6 小時之實際暴露量推估其安全界限值(Margin of safety, MOS) 在背負式動力、背負式手動及牽管式動力每天工作 2 小時分別為 13.1、8.7 及 18.0，及每天工作 6 小時分別為 4.8、3.0 及 6.1。

急性暴露量評估-以 41 % SL 嘉磷塞不同向下噴藥方式

向下噴藥	PTDPH (%)
背負式動力	0.00041
背負式手動	0.00031
牽管式動力	0.000041

慢性暴露量評估-以 41 % SL 嘉磷塞不同向下噴藥方式

向下噴藥	2 小時	6 小時
------	------	------

	MOS	MOS
背負式動力	13.1	4.8
背負式手動	8.7	3.0
牽管式動力	18.0	6.1

3. 結論

根據我國的噴藥暴露風險模式評估，不論是急性暴露量或慢性暴露量評估，結果顯示在不同噴藥方式下其急性暴露量評估值 (PTDPH) 均小於 1%，而慢性暴露量評估 (MOS) 值均大於 1，我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險皆屬於安全可接受的範圍。

(二) 歐盟對嘉磷塞在農藥施用者及居民之暴露評估(完整評估報告詳見附件三)

1. 前言

國際上針對農藥之職業性安全暴露限值，歐盟早在 1997 年的指令 91/414/EEC 就明確提及化學性農藥之主要作用成分(Active ingredient, AI)需經每日可接受操作暴露量(Acceptable operator exposure level, AOEL)之評估，且農藥施用者或農業工作者、居民及旁觀者等人員暴露量超過訂定之 AOEL 值時，則不核准該藥劑登記。由於暴露量評估之估算模式相當多，因此歐盟遂於 2014 年提出農業操作者暴露模擬模式 (Agricultural operator exposure model, AOEM)，該模式包含農藥施用者、居民及旁觀者之暴露量估算。

2. 農藥暴露評估

依據歐洲食品安全局 (European Food Safety Authority, EFSA) 所發行對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露指引，其暴露評估以階層式風險評估進行。階層一以估計模式計算暴露量，如暴露量大於 AOEL 值，則需進行階層二之評估；階層二進行皮膚吸收率評估，如評估吸收後暴露量大於 AOEL，則需進行階層三之評估；階層三進行田間實際暴露評估及藥物動力學評估。評估時依據嘉磷塞對兔隻發育毒性試驗值，將每日可接受操作暴露量 (AOEL) 訂為 0.1 mg/kg/day bw，其數值來源為從兔隻發育毒性試驗資料之無可見毒害劑量 (no observed adverse effect level,

NOAEL) 50 mg/kg/day、採安全係數 (uncertainty factor, UF)為 100 及口服吸收率為 20%。在第一二階層評估結果顯示，嘉磷塞僅於非動力機具施用時且未穿戴任何防護情況下，其暴露量高於所訂之 AOEL 值，因而依評估模式進入第三階層，藉由實際尿液生物偵測之多篇研究結果，進行田間實際暴露評估及藥物動力學評估，進而認定嘉磷塞並無暴露風險。

利用上述暴露階層式風險評估方法，進行我國暴露評估試算，將嘉磷塞 AOEL 值訂為 0.06 mg/kg/day (採較高安全標準)，其數值來源為從狗 1 年長期餵食試驗資料之無可見毒害劑量 (NOAEL) 30 mg/kg/day、採安全係數 (UF)為 100 及口服吸收率為 20%。經暴露量評估試算，結果顯示於正常使用情形及穿戴防護之狀況下，嘉磷塞成品對農藥施用者之估計長期或急性最高系統性暴露量 (體內暴露劑量) 皆低於所訂之 AOEL 值，且居民及旁觀者之估計系統性暴露量亦皆未高於 AOEL 值。

3. 結論

由歐洲食品安全局 (EFSA) 對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露以階層式模式進行風險評估，結果可見無論是嘉磷塞胺鹽或異丙胺鹽，在正常使用情形及穿戴防護之情況下，其系統性暴露量皆低於所訂之 AOEL 值，在居民與旁觀者方面，其所有途徑之平均系統性暴露量亦皆低於 AOEL 值。

二、消費者飲食暴露風險評估 (完整評估報告詳見附件四)

(一) 前言

農產品及動物產品皆為食品重要原料來源，為保障消費者飲食安全，於農藥登記前皆需以國內取食量資料及國內外殘留試驗資料，估算消費者可能攝入含有農藥殘留食品風險，此即稱為飲食暴露風險評估。評估方式區分為長期飲食風險及短期飲食風險，一般來說，長期飲食暴露量不應超過設定之每日可接受攝取量 (ADI)、短期飲食暴露量不應超過設定之急性的參考劑量 (ARfD)，若估算之飲食暴露風險超過所設定之 ADI 或 ARfD，需立即確認是否有更多數據以進行精細評估，倘無法取得更多數據或評估後仍有風險疑慮則應進一步採取相關的管理措施。

(二) 長期飲食暴露風險評估

1. 目前國內採用之嘉磷塞每日可接受攝取量 (ADI) 為 0.3 mg/kg bw/day。
2. 若採用國內現行公告殘留容許量 (MRL) 及國家攝食資料庫國民平均取食量，結果顯示理論最大每日攝取總量 (TMDI) 為 0.02383 mg/kg bw/day，佔 7.94%ADI；若數據採用殘留試驗結果之殘留試驗中位數 (STMR) 及國家攝食資料庫國民平均取食量，結果顯示估算每日攝取總量 (EDI) 為 0.00184 mg/kg bw/day，佔 0.61%ADI。上述評估結果顯示遠低於國內 80%ADI 之管制界線，嘉磷塞可排除食物來源之長期取食風險疑慮，暫無需進行精細評估。

(三) 飲用水長期飲用風險評估

1. 採用之檢測資料為防檢局於 2016 及 2017 年辦理河川水樣品中高極性農藥殘留分析方法開發與調查分析計畫，於春秋兩季調查南部農田區域 8 條河川的藥劑分布情形，共計分析 32 個水體樣品，結果顯示大部分河川中皆有檢出嘉磷塞，檢出濃度於 2016 年為 0.000026~0.00137 mg/L，2017 年為 0.000036~0.00111 mg/L。
2. 以國內調查河川水檢出嘉磷塞最高殘留量 0.00137 mg/L 及建議每日飲水量 2.4 L 估算，結果顯示於飲水來源之估算每日攝取量為 0.00005 mg/kg bw/day，僅佔 0.02%ADI，評估結果遠低於國內 20%ADI 之管制界線，嘉磷塞可排除於飲用水來源之長期風險疑慮。

(四) 短期飲食暴露風險評估

用於短期取食及飲水風險評估，係評估消費者於一日或一餐內大量食用含農藥殘留之農產品或飲用水之風險。以殘留試驗最高值 (HR) 及以國家攝食資料庫中採用 consumer only 的數據計算之 97.5 百分位取食量進行評估。由於嘉磷塞原體依據其毒理資料評估結果，顯示此藥劑不需訂立 ARfD，故毋須再進行短期飲食暴露風險評估。

(五) 農作物監測數據資料

根據本所在 2012、2014 及 2019 年度的共計 317 件蔬果作物監測結果顯示嘉磷塞的殘留多為未檢出，僅 1 件柑桔樣品驗出 0.03 ppm 的殘留量 (容許量為 0.1 ppm)。

(六) 結論

嘉磷塞之取食及飲用水暴露風險評估採用最嚴重情境 (worst case scenario) 之保守評估模式，長期飲食暴露風險採用 ADI 為 0.3 mg/kg bw/day 評估，評估結果顯示無論於何種情境飲食攝入量皆遠低於訂立之 ADI 值，加上國內於 3 個年度監測數據共檢驗 317 件蔬果作物，僅 1 件柑桔樣品檢出低於容許量之殘留量，其餘皆未檢出嘉磷塞。根據上述評估結果可排除消費者於取食及飲用水之攝食風險疑慮，目前暫無需進行取食及飲用水之精細評估。

伍、環境生態風險評估

一、對非目標生物的影響 (完整評估報告詳見附件五)

由於嘉磷塞對非目標生物之暴露風險，大部分資料來自國際期刊或國外評估資料，部分為研究資料或僅於危害辨識評估階段，其內容如後部分敘述，這些結果顯示嘉磷塞本身對非目標生物之暴露風險均不高。

(一) 鳥類毒性

1. 嘉磷塞原體對於鳥禽類口服急毒性為低毒，餵飼毒性為輕毒；成品對於鳥禽類口服急毒性為輕毒，因此嘉磷塞對鳥類和其他野生動物影響不大。
2. 嘉磷塞對鳥類毒性摘要如下：

鳥類/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
鵪鶉，口服急毒 LD ₅₀	>2,000 mg/kg (低毒) >3,196 mg/kg (低毒)	鳥類，口服急毒性 LD ₅₀ ：>1,131 mg ai/kg-bw (輕毒)
鵪鶉/野鴨，餵飼毒性 LC ₅₀	>4,000 ppm (輕毒)	
鵪鶉/野鴨，餵飼毒性 LD ₅₀	>4,971 mg/kg (輕毒)	
生殖毒性	1,000 ppm (低毒)	

(二) 水生生物毒性

1. 嘉磷塞原體對於水生魚類急毒性為低毒、對水蚤為中等毒，而成品對於水生魚類急毒性為中等毒至低毒；在慢性毒性方面嘉磷塞原體對水生生物之無可見毒害濃度(NOEC)最低為 25 mg/L。
2. 嘉磷塞成品商業配方之表面活性劑，特別是 POEA (polyethoxylated tallow amine, POEA) 會造成魚類急毒性提升為劇毒至中等毒 (96-h LC₅₀：0.65 and

7.4 mg/L)。

3. 嘉磷塞對水生生物急性與慢性之半數致死濃度與無可見毒害濃度摘要如下：

水生生物/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
水生生物急毒性 LC ₅₀ /EC ₅₀ (mg/L)		
虹鱒：96-h	140 mg/L (低毒)	8.2-27mg/L(中等毒-輕毒)
牙銀漢魚：96-h	163 mg/L (低毒)	-
孔雀花鱒：96-h	> 400 mg/L (低毒)	-
鯉魚：96-h LC ₅₀	620 mg/L (低毒)	10 mg/L (中等毒)
條紋鮫脂鯉：96-h	-	13.7 mg/L (輕毒)
克林雷氏鯰：96-h	-	7.3 mg/L (中等毒)
尤卡坦食蚊魚：96-h	-	17.8 mg/L (輕毒)
鈍齒兔脂鯉：96-h	-	>100 mg/L (低毒)
水蚤 48-hour	40 mg/L (中等毒)	3.0 mg/L (中等毒)
水生生物慢毒性 NOEC (mg/L)		
虹鱒：7 天慢毒性	150 mg/L	-
虹鱒：21 天慢毒性	25 mg/L	-
銀鮭：21 天慢毒性	130 mg/L	-
胖頭鰻：255 天慢毒性	25.7 mg/L	-
Fish：慢毒性	-	917 mg/L, 50 mg/L
水蚤 21 天繁殖毒性	30 mg/L	455 mg/L, 1.1 mg/L

(三) 蚯蚓毒性

嘉磷塞原體對蚯蚓急毒性為輕毒 (LC₅₀>480 mg ai/kg)，長期無可見毒害濃度 (NOEC) >28.8 mg ai/kg；成品對蚯蚓為低毒 (LC₅₀>5,000 ppm)。

(四) 蜜蜂的影響評估

嘉磷塞原體對蜜蜂口服急毒性 (100 µg ai/bee) 和接觸急毒性 (> 100 µg ai/bee)均為低毒級、嘉磷塞在推薦使用濃度 75-300 mg/L 下對蜂群中子脾(卵、幼蟲及蛹)未見有不良的影響，但長期暴露下會影響蜜蜂腸道益生菌的數量，在施用時如任意提高濃度且不當施用對蜜蜂仍有其風險 (死亡率可能提高至 7 成以上)，惟嘉磷塞藥液如經風乾或陰乾後對蜜蜂毒性可大大降低，可見施藥的時間拿捏就相對重要。因此嘉磷塞在正常的施用濃度狀況下，對蜜蜂行為的

影響風險不高，除非任意提高田間使用濃度且不當施用對蜜蜂才會造成風險。

(五) 結論

由國內外環境或水域監測情形資料顯示嘉磷塞，在土壤中濃度最高為 2 mg/kg、水體中濃度最高為 1.37 µg/L(代謝物 AMPA 最高為 1.57µg/L)及底泥中濃度最高為 0.189 mg/kg(代謝物 AMPA 最高為 0.233 mg/kg)，這些環境實際監測濃度都遠遠低於蚯蚓與水生生物慢性毒性之無可見毒害濃度，加上嘉磷塞對蜜蜂行為的影響風險不高，綜合這些結果可顯示嘉磷塞本身對非目標生物之暴露風險不高。

二、環境或水域監測情形 (完整評估報告詳見附件六)

(一) 嘉磷塞在國外環境調查資料結果

1. 土壤：歐盟於 2017 年調查各成員國主要農業耕作地區土壤農藥殘留情形，嘉磷塞土壤檢出率為 21%最高濃度為 2 mg/kg。美國 2001~2006 年 1936 個土壤樣品中嘉磷塞檢出率 61.7%，嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出率 79.8%。中國湖南省紅壤、東北地區黑土和太湖水稻田土受測土壤樣品皆檢出嘉磷塞，紅土中濃度為 0.15 mg/kg、黑土中濃度為 0.19 mg/kg、水稻田土中濃度為 0.11 mg/kg。
2. 水體：在荷蘭 1988~1989 年的地表水監測，檢出嘉磷塞介於 0.5~1 µg/L。在美國 2001~2006 年進行美國主要河流監測，在 1,262 個地表水樣品中嘉磷塞檢出率 18.7%，嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出率 57.4%。在丹麥 1999~2003 年監測地下水樣品並未檢出殘留嘉磷塞及其代謝物 (AMPA)。美國 2001~2006 年 873 個地下水樣品中，嘉磷塞檢出率 7.79%，AMPA 檢出率 15.2%。

(二) 嘉磷塞在國內環境調查資料結果

1. 防檢局於 2016 及 2017 年辦理河川水及底泥樣品中高極性農藥殘留分析方法開發與調查分析計畫，於春秋兩季調查南部農田區域 8 條河川的藥劑分布情形，分析水體和底泥的農藥殘留，調查結果如下：
 - (1) 分析南部區域河川水體 32 個樣品，結果大部分河川中均檢出嘉磷塞 (定量極限, LOQ 為 0.0078µg/L)，嘉磷塞檢出濃度 2016 年為 0.026~1.37 µg/L，2017 年為 0.036~1.11 µg/L；嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出濃度 2016 年為 0.06~1.54 µg/L，2017 年為 0.08~1.57 µg/L。

(2) 分析南部區域河川底泥 32 個樣品，結果大部分底泥樣品中均檢出嘉磷塞，嘉磷塞檢出濃度 2016 年為 0.004~0.189 mg/kg，2017 年為 0.002~0.0347 mg/kg；嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出濃度 2016 年為 0.003~0.233 mg/kg，2017 年為 0.002~0.085mg/kg。

2. 藥毒所於 2019 年採集 2 件台中市（太平區、烏日區）自來水、2 件農業灌溉水（屏東縣春日鄉芒果園山泉水、台中市東勢區柑橘園地下水）及 1 件台中市霧峰區地下水，進行嘉磷塞檢測，5 件水樣皆未檢出嘉磷塞及其代謝物殘留。
3. 藥毒所於 2019 年採集 10 件果園土壤進行嘉磷塞檢測，10 件土壤皆檢出嘉磷塞及其代謝物殘留，最高檢出量在台南市官田區芒果園土壤，嘉磷塞及其代謝物檢出量分別為 1.5 mg/kg 及 1.62 mg/kg。此為初步結果，後續將針對農田土壤及地下水的嘉磷塞進行調查評估。

(三) 結論

根據防檢局 2016 及 2017 年執行台灣地區河川水及底泥樣品調查資料顯示，大部分水體及底泥樣品均檢出嘉磷塞及其代謝物，地表水中嘉磷塞檢出濃度與國外資料相類似或是比國外監測值低，遠低於美國環境保護局所定飲用水中嘉磷塞 MCL 及 MCLG (0.7 mg/L)，因嘉磷塞不易水解，水中不易光分解，進入地表水中則會殘留於自然水體中。依國外地下水資料及嘉磷塞具有高土壤有機碳吸附係數評估，嘉磷塞進入地下水的風險低。而在我國實際檢測地下水樣品，尚未檢出有嘉磷塞及其代謝物殘留，本國地下水受嘉磷塞污染的風險低。根據 2019 年少量農田土壤樣品的嘉磷塞及其代謝物調查結果與國外土壤調查結果相近，將持續追蹤不同縣市地區農田土壤的嘉磷塞含量變化情形。

陸、總結

從嘉磷塞對消費者、田間施用者、生態環境的殘留與危害及對非目標生物等之暴露進行綜合性風險評估，結果顯示嘉磷塞對消費者取食及飲用水長期暴露，無論在何種情境下其飲食攝入量皆遠低於訂立之 ADI 值，在不同的噴藥方式下其急性與慢性暴露量評估下，對我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險皆屬於安全可接受的範圍，在歐盟對嘉磷塞採階層式模式所進行風險評估中，於正常使用及穿戴防護狀況下，對農藥施用者不具暴露風險評估，另外對居民與旁觀者方面，亦不具暴

露風險，在環境的實際殘留監測值低，亦未檢出嘉磷塞及其代謝物殘留於本國地下水，對生態環境風險的環境影響商數 (EIQ) 值小於 100，及嘉磷塞本身對非目標生物之暴露風險不高，綜合上述可得知，嘉磷塞在目前的使用情形下，並不會對人體健康與環境安全造成暴露風險，除非施用者任意提高濃度且不當施用才會增加嘉磷塞的暴露風險，然而嘉磷塞在台灣使用量大，仍應持續關注其暴露風險。

柒、主要參考文獻

1. 行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所。植物保護資訊系統。取自 <https://otserv2.tactri.gov.tw/ppm/>
2. 食品安全委員會農藥專門調查會。2016。グリホサート農薬評価書。
3. 國家攝食資料庫 <http://intakes.nhri.org.tw/>
4. 顏瑞泓、廖柏宥、熊禹昕、賴柏羽、譚長恩。農藥應用及管理影響南部農業區域河川農藥殘留趨勢之評估。106 年農科-9.6.1-檢-B1 (1)。
5. Abraham, J., Benhotons, G. S., Krampah, I., Tagba, J., Amissah, C., Abraham, J. D. 2018. Commercial formulated glyphosate can kill non-target pollinator bees under laboratory conditions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 166: 695-702.
6. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2019. Toxicological Profile for Glyphosate. Draft for Public Comment.
7. András Székács and Béla Darvas. Re-registration Challenges of Glyphosate in the European Union. 2018. *Front. Environ. Sci.* 6:78
8. Anonym. 2018. Environmental Impact Quotient (EIQ) Explained. <http://turf.cals.cornell.edu/pests-and-weeds/environmental-impact-quotient-eiq-explained/>
9. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority. 2016. Regulatory position: consideration of the evidence for a formal reconsideration of glyphosate.
10. Billington R, Lewis RW, Mehta JM, Dewhurst I. 2010. The mouse carcinogenicity study is no longer a scientifically justifiable core data

- requirement for the safety assessment of pesticides. *Crit Rev Toxicol.*40:35–49.
11. Blot, N., Veillat, L., Rouze, R., Delatte, H. 2019 Glyphosate, but not its metabolite AMPA alters the honeybee gut microbiota. *PLOS ONE* : 0215466.
 12. Brian G Lake, Roger J Pricea and Thomas G Osimitz. 2015. Mode of action analysis for pesticide-induced rodent liver tumours involving activation of the constitutive androstane receptor: relevance to human cancer risk. *Pesticide Management Science.* 71: 829–834.
 13. Chris Kennedy. 2017. Review on Glyphosate fate and toxicity to fish with special relevance to salmon and steelhead populations in the Skeena River watershed. T. Buck Suzuki Environmental Foundation (TBSEF).
 14. Claire A. Franklin, C. A., and Worgan, J. P. 2005. Occupational and Residential Exposure Assessment for Pesticides. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, England. 420 pp.
 15. Copenhagen, Geological Survey of Denmark and Greenland 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables. 2018. USEPA.
 16. Dai, P., Yan, Z., Ma, S. Yang, Y., Wang, Q., Hou, C. 2018 The herbicide glyphosate negatively affects midgut bacterial communities and survival of honey bee during larvae reared in vitro. *J. Agric Food Chem* 66: 7786-7793.
 17. EFSA. 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA Journal.* 13 : 4302.
 18. EFSA. 2014. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment for plant protection products. *EFSA Journal.* 12 : 3874.
 19. EU. 2006. Draft guidance for the setting and application of acceptable operator exposure levels (AOELs).. SANCO 7531-rev. 10.
 20. European Commission. Health & consumer protection directorate- general, Directorate E – Food Safety: plant health, animal health and welfare, international questions E1 - Plant health Glyphosate 6511/VI/99-final 21 January 2002. Appendix II, End Point and Related Information, Fate and behaviour in the environment 11 May 2001, p. 22-24.
 21. European Food Safety Authority. 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate.
 22. FAO. 2008. IPM Impact Assessment Series: Review- Use of Environmental Impact Quotient in IPM Programmes in Asia. 59 pp.

23. FAO. 2016. International Code of Conduct on Pesticide Management-Guidelines on Highly Hazardous Pesticides. 37 pp.
24. FAO. 2016. Submission and evaluation of pesticide residues data for the estimation of maximum residue levels in food and feed. FAO plant production and protection paper 225, Rome.
25. FAO. 2016. Training Manual on evaluation of pesticide residues for estimation of MRL and calculation of dietary intake. FAO plant production and protection paper 224, Rome.
26. Gary M. Williams, Robert Kroes, and Ian C. Munro. 2000. Safety Evaluation and Risk Assessment of the Herbicide Roundup and Its Active Ingredient, Glyphosate, for Humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 31, 117–165.
27. Großkof, C., Mielke, H., Westphal, D., Erdtmann-Vourliotis, M., Hamey, P., Bouneb, F., Rautmann, D., Stauber, F., Wicke, H., Maasfeld, W., Salazar, J. D., Chester, G., and Martin, S. 2013. A new model for the prediction of agricultural operator exposure during professional application of plant protection products in outdoor crops. *J. Verbr. Lebensm.* 8: 143-153.
28. Herbert, L. T., Vazquez, D. E., Arenas, A., Farina, W. M. 2014 Effects of field-realistic doses of glyphosate on honey-bee appetitive behavior. *J. Exp. Biol.* 217: 3457-3464.
29. International Agency for Research on Cancer. 2012. Chemical Agents and Related Occupations. Lyon (FR): Soot, as found in occupational exposure of chimney sweeps. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 100F.)
30. International Agency for Research on Cancer. 2015. IARC Monographs Volume 112: evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides.
31. Jeff Schuette. 1998. Environmental fate of glyphosate. Environmental Monitoring & Pest Management Department of Pesticide Regulation.
32. Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment. 2016. Pesticide residues in food – 2016. Toxicological evaluations.
33. Kjaer J et al. .2004. The Danish pesticide leaching assessment programme: monitoring results 1999– 2003.
34. Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., and Tette, J. 1992. A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin* 139:1-8.

35. Krieger, R. I. 1995. Pesticide exposure assessment. *Toxicology Letter*. 82/83: 65-72.
36. Lars Niemann, L., Sieke, C., Pfeil, R., and Solecki, R. 2015. A critical review of glyphosate findings in human urine samples and comparison with the exposure of operators and consumers. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*. 10 : 3-12.
37. Lisi Sun, et al. 2017. Determination of glyphosate in soil/sludge by high performance liquid chromatography. *J. Chromatogr. A*. 1502:8-13.
38. Mengoni, G. C., Farina, W. M. 2018 Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. *J. Exp. Biol.* 221: jeb176644.
39. NPIC : National Pesticide Information Center. Web site .
40. Richard Fenske. 1999. Organophosphates and the Risk Cup. *Agrichemical & Environmental News*. No. 163.
41. Rouquie D., Tinwell H., Blanck O., Schorsch F., Geter D., Wason S., Bars R. 2014. Thyroid tumor formation in the male mouse induced by fluopyram is mediated by activation of hepatic CAR/PXR nuclear receptors. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 70:673–680.
42. Silva V., L. Montanarelle, A. Joned, O. Fernández-Ugalde, H.G.J. Mol, C.J. Ritsema, V. Geissen. 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Sci. Total Environ*. 621:1352-1359.
43. Thompson, H. M., Levine, S. L., Janine, D., Norman, S., Manson, P., Sutton, P., von Mery, G. 2014. Evaluating Exposure and Potential Effects on Honeybee Brood (*Apis mellifera*) Development Using Glyphosate as an Example. *Integrated Environ. Assess. and Manag.* 10: 463-470.
44. United States Environmental Protection Agency. 2017. Revised Glyphosate Issue Paper: Evaluation of Carcinogenic Potential.
45. USEPA. 2019. Glyphosate, Proposed Interim Registration Review Decision Case Number 0178. Docket Number EPA-HQ-OPP-2009-0361.
46. Van Bruggen A.H.C., He M.M., Shin K., Mai V., Jeong K.C., Finckh M.R., Morris J.G. 2018. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate.. *Sci. Total Environ*. 616-617 , pp. 255-268.
47. Wester, R. C., Melendres, J., Sarason, R., McMaster, J., Maibach, H.I. 1991. Glyphosate skin binding, absorption, residual tissue distribution, and skin

decontamination. *Fundam Appl Toxicol.* 16:725-32.

48. www.eu-footprint.org. PPDB.

附件一、嘉磷塞使用現況分析

前言

嘉磷塞(glyphosate)屬芳香族胺基酸合成抑制型除草劑(Aromatic amino acid synthesis inhibitors)，主要作用為抑制莽草酸(shikimate)代謝路徑中5-enolpyruvylshikimate 3-phosphate synthase (EPSPS)酵素活性，與其受質 phosphoenolpyruvate (PEP)競爭作用位置，阻礙苯丙氨酸(phenylalanine)、酪氨酸(tyrosine)及色氨酸(tryptophan)三種芳香族胺基酸之生合成，導致莽草酸的累積，影響植株正常生長，藉以達到除草目的。由於莽草酸代謝路徑除發生在高等植物外，也存在於真菌、細菌與藻類等生物，因此對嘉磷塞也都具有一定程度的敏感性。

嘉磷塞為莖葉萌後施用之非選擇性系統型除草劑，在植體中移動性高，主由韌皮部輸送至生長點，或經導管及篩管作長距離輸送至未與藥劑接觸之其他部位，對香附子、茅草等多年生草之地下繁殖器官可有效防治。施用後3~5日新葉最先出現黃化現象。受害徵狀包括生長抑制，葉褪色，褐化壞疽，至植株完全死亡約需10~14日。與土壤接觸後會快速與有機質結合而被吸附，對後續萌發之草子控制效果差。在土壤中主由微生物分解，少量光分解，半衰期<60天(1-174天)，分解速率視土壤狀況及微生物相而定。

嘉磷塞使用現況

嘉磷塞目前登記且具有許可證之劑型總計六種，包括嘉磷塞(胺鹽)水溶性粒劑74.7%、嘉磷塞(胺鹽)溶液41%、嘉磷塞(三甲基硫鹽)溶液13.1%、嘉磷塞異丙胺鹽液劑1%、嘉磷塞異丙胺鹽溶液15.1%及嘉磷塞異丙胺鹽溶液41%。其中僅嘉磷塞異丙胺鹽溶液41%、嘉磷塞(胺鹽)水溶性粒劑74.7%、嘉磷塞異丙胺鹽液劑1%為實際使用之劑型，以嘉磷塞異丙胺鹽溶液41%最多，占99%以上，次為嘉磷塞(胺鹽)水溶性粒劑74.7%(約0.1%)，嘉磷塞異丙胺鹽液劑1%僅用於玫瑰盆栽，約占0.01%。各劑型核准使用之範圍與施用劑量如表一。

表一、不同劑型嘉磷塞核准使用之範圍與施用劑量

使用範圍	劑型	劑量 L (kg) /ha
水稻	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	3 公升、4-5 公升、3-4.5 公升
柑桔類	嘉磷塞(胺鹽)水溶性粒劑 74.7%	2 公斤
柑桔類	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-6 公升
香蕉	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-6 公升
鳳梨	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	6-9 公升
葡萄	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
番石榴	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
荔枝	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
檬果	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
梨	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
梅	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
枇杷	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
茶	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4-5 公升
非耕作農地	嘉磷塞(胺鹽)水溶性粒劑 74.7%	2 公斤
非耕作農地	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	4 公升
非耕作農地-小花蔓澤蘭	嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41%	5 公升

由表一所列嘉磷塞使用之範圍主要可分為水稻田田埂或整地前田面雜草之噴施、果園及茶園雜草、以及非耕作農地雜草三大類別，依農糧署公告各項作物種植面積查詢(107)資料，以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 登記之最高用量，且每年施用 1 次之方式，推算之有效成分總用量如表二。

表二、嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 登記用量估算之有效成分用量

使用範圍	有效成分用量 L (ai)	總量%
水稻田	60,912	8
果園及茶園雜草	269,941	37
非耕作農地	394,150	55
總量	725,003	-

備註:

1. 水稻田田埂以水稻面積之 5% 估算，整地前田面以水稻面積之 30% 估算。
2. 果園包括柑桔類、香蕉、鳳梨、葡萄、番石榴、荔枝、檬果、梨、梅、枇杷。
3. 非耕作農地包括短期休閒、長期休閒地。
4. 嘉磷塞用量以占 3 種主要非選藥劑之 50% 估算。

由表二所列數據顯示，嘉磷塞使用範圍以非耕作農地55%最高，次為果園及茶園占37%。另以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 占 99% 用量估算各劑型有效成分之總用量約為 732,326 公升，此為實際申報數量(1,226,475 公升)之 60% 左右。據此推估嘉磷塞的年使用次數多為 1 次，少數情況下 2 次/年，此與田間實際訪視的結果頗為一致。

EQ (Environmental Impact Quotient) 背景說明

作物病蟲害整合管理(Integrated Pest Management, IPM)概念於 1969 年正式被定義採用後，至今已達 50 年，其著重在如何應用各種防治措施來降低農藥的使用量，以保護天敵、降低抗藥性及農藥殘留等問題。在 IPM 執行過程中農藥的選用多著重在藥效、安全採收期長短與成本的考量，較少會考慮對環境的影響。主要原因是缺乏一個容易評估的方法，因此，美國康乃爾大學學者Kovach et al. 於 1992 年提出環境影響商數 (Environmental Impact Quotient, EQ)的計算模式，包括農場操作者、消費者、生態環境等 3 部分的風險估算，其涵蓋的介量如圖一所示，參考相關環境安全評估資料庫的數值，再依其風險高低給定不同權重後(表三)，計算出職業風險指數、消費者風險指數及生態環境風險指數等 3 種風險指數，再求得該農藥的總EQ 值(表四)。

表三、農藥有效成分計算 EQ 之介量與權重(Kovach et al., 1992) (from FAO, 2008)

Variables	Symbol	Score 1	Score 3	Score 5
Long-term health effects	C	Little-none	Possible	Definite
Dermal toxicity (Rat LD50)	DT	>2000 mg/kg	200-2000 mg/kg	0-200 mg/kg
Bird toxicity (8 day LC50)	D	>1000 ppm	100-1000 ppm	1-100 ppm
Bee toxicity	Z	Non-toxic	Moderately toxic	Highly toxic
Beneficial arthropod toxicity	B	Low impact	Moderate	Severe impact
Fish toxicity (96 hr LC50)	F	>10 ppm	1-10 ppm	<1 ppm
Plant surface half-live	P	1-2 weeks, pre-emerg. herbic.	2-4 weeks, post-emerg. herbic.	>4 weeks
Soil residue half-live (TI/2)	S	<30 days	30-100 days	>100 days
Mode of action	SY	Non-systemic; all herbicides	Systemic	
Leaching potential	L	Small	Medium	Large
Surface runoff potential	R	Small	Medium	Large

表四、EIQ 元素與計算公式(based on Kovach et al., 1992) (From FAO, 2008)

<p>EI Applicator: $C \times (DT \times 5)$ EI Picker: $C \times (DT \times P)$ EI Farm Worker =EI Sprayer + EI Picker</p> <p>EI Consumer: $C \times ((S + P)/2) \times SY$ EI Ground Water: L EI Consumer =EI Consumer + EI Ground Water</p> <p>EI Fish: $F \times R$ EI Bird: $D \times ((S + P)/2) \times 3$ EI Honey Bee: $Z \times P \times 3$ EI Natural Enemies: $B \times P \times 5$ EI Ecology =EI Fish + EI Bird + EI Honey Bee + EI Natural Enemies</p> <p>EQ=(EI Farm Worker +EI Consumer +EI Ecology) /3</p> <p>Full Formula:</p> <p>$EQ=\{C[(DT*5)+(DT*P)]+[(C*((S+P)/2)*SY)+(L)]+[(F*R)+(D*((S+P)/2)*3)+(Z*P*3)+(B*P*5)]\}/3$</p>
--

所謂風險是危害量與暴露量的函數關係 ($R = f(H \times E)$) (FAO, 2016)，亦即危害等級高，但暴露量低時，其風險有可能較低；相反地，危害等級低，但暴露量高，對生態環境的衝擊相對地增加。

總EQ 值為一理論風險值，應再加入田間使用量之暴露量，方能呈現實際使用的風險(圖二)，故田間EQ 值計算式如下：

$$\text{Field Use EQ} = \text{EQ} * \% \text{ Active Ingredient} * \text{Dosage Rate} * \text{Application times}$$

(Kovach et al., 1992)

從計算式得知，EQ 值高，但有效成分含量低，施用量與施用頻度低時，其對環境造成的衝擊則可能較低。

嘉磷塞 EQ 值及 FEIQ 值

引用美國康乃爾大學提供數種農藥有效成分之 EQ 值表「Table 2. List of Pesticide Active Ingredient EQ values」(<https://nysipm.cornell.edu/eiq/list-pesticide-active-ingredient-eiq-values/>)，其中嘉磷塞異丙胺鹽對操作人員之職業風險、消費者風險、生態環境風險之各別 EQ 值分別為 8.0、3.0、35，total EQ 為 15.33(表五)，顯示嘉磷塞主要對生態環境中的非目標生物造成明顯的衝擊。

表五、嘉磷塞(異丙胺鹽)各風險值(EIQ) (Kovach et al., 1992)

Common Name	Farm Worker		Consumer+ Leaching		Ecology					EIQ total
	Applicator Effects	Picker Effects	Consumer Effects	Grd H2O Leaching	Fish	Birds	Bee	Beneficial arthropod	Terrestrial	
glyphosate	5.00	3.00	2.00	1.00	5.00	6.00	9.00	15.00	30.00	15.33

EIQ total: (Farm Worker+ Consumer+ Ecological)/3

另參考美國康乃爾大學網頁針對 EIQ Field Use Rating guide 提出不同 FEIQ 風險高低的評等指標 (表六) (Environmental Impact Quotient (EIQ) Explained

(<http://turf.cals.cornell.edu/pests-and-weeds/environmental-impact-quotient-eiq-explained/>)。

表六、田間各級 EIQ 值之風險評等

EIQ field use rating	Criteria
<25	very low
<50	low
50-100	moderate
>100	high
>150	very high

若以嘉磷塞異丙胺鹽溶液 41% 之最高用量(鳳梨 9 L/ha)與一般用量(4 L/ha)，分別計算 Field Use EIQ 為 56.6 及 25.1，顯示降低嘉磷塞施用量，風險評等值可降至極低之等級，亦即藉由施用量的調整或為可行之途徑。

檢討與建議

雜草叢生為坡地開發及作物栽培之重要限制，採用化學藥劑除草，可減輕坡地農園之管理負擔，間接促進果樹、蔬菜等作物在坡地栽植面積之增加，但也破壞了原有林區及植被，造成棲地物種多樣及生態環境穩定的負面影響。早期臺灣果園多普遍噴施嘉磷塞等非選擇性除草劑除草，但近年來多數果園已採行草生栽培的雜草管理方式，不僅維護土壤活力且防範水土的流失。至於非耕地雜草多為植株高大之雜木或蔓性多年生植物，通常生物

量較作物田為高，一般多使用非選擇性除草劑為主，且劑量也趨於偏高。

合理化的雜草管理策略，應著重在以監測及危害限界作為防治實施之依據。推動以環境永續利用為目標的雜草管理方案，首先須深入掌握雜草在生態系中扮演的角色，同時落實防範雜草種子入侵與散布的預防性措施，並積極發展化學除草劑以外之替代或輔助技術，以支援在各種情況下所面對之雜草問題。

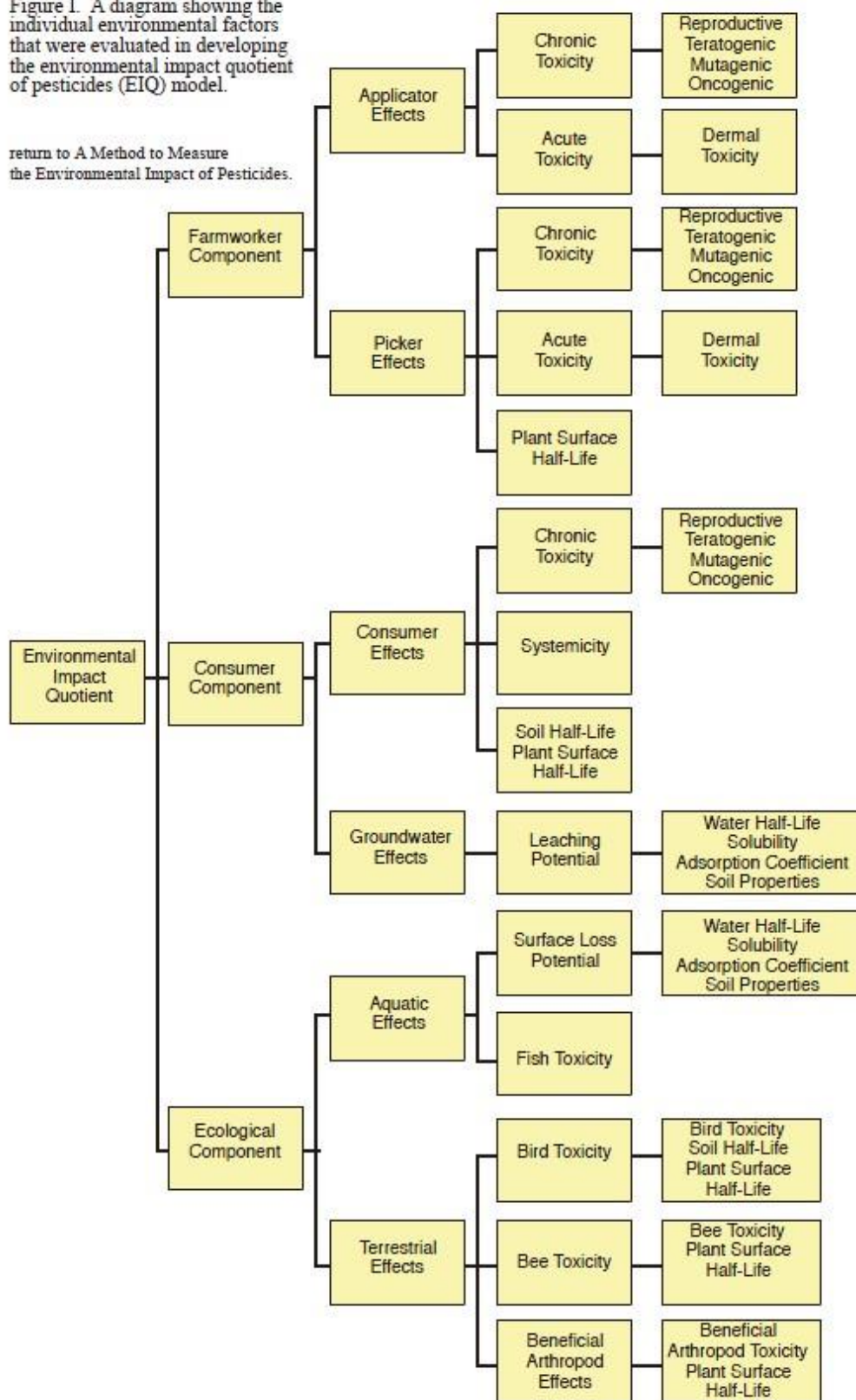
針對嘉磷塞的減量使用，可從降低單位面積登記用量著手，配合友善耕作的雜草管理策略，對於短期作物實施早期覆蓋，果樹等長期作物以草生栽培搭配機械除草，非耕作農地則於雨季來臨前執行割草等方式，以求達到平衡農業效率及維護環境需求之目標。

主要參考文獻

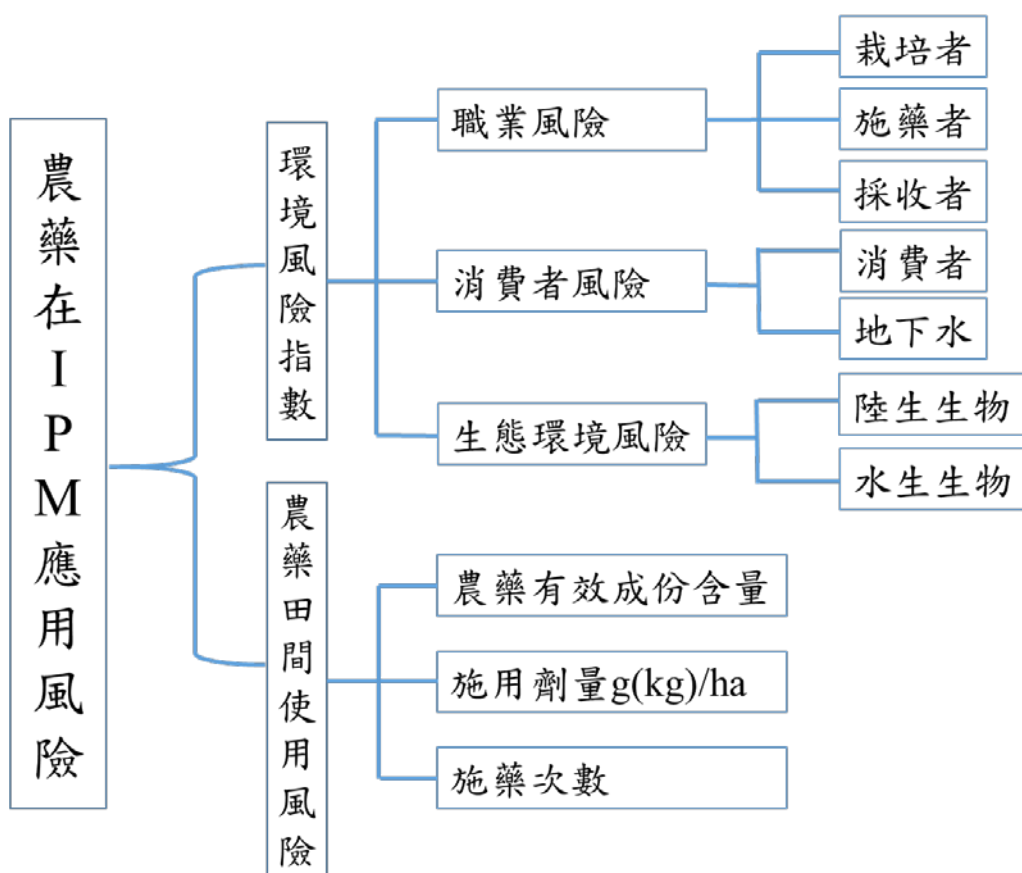
1. Anonym. 2018. Environmental Impact Quotient (EIQ) Explained. <http://turf.cals.cornell.edu/pests-and-weeds/environmental-impact-quotient-eiq-explained/>
2. Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., and Tette, J. 1992. A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. New York's Food and Life Sciences Bulletin 139:1-8.
3. FAO, 2008. IPM Impact Assessment Series: Review- Use of Environmental Impact Quotient in IPM Programmes in Asia. 59 pp.
4. FAO, 2016. International Code of Conduct on Pesticide Management-Guidelines on Highly Hazardous Pesticides. 37 pp.
5. <http://nehrc.nhri.org.tw/foodsafety/news.php?id=203>

Figure 1. A diagram showing the individual environmental factors that were evaluated in developing the environmental impact quotient of pesticides (EIQ) model.

return to A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides.



圖一、EIQ 風險因子關係圖 (Kovach et al., 1992)



圖二、農藥使用時風險因子之關係圖 (modified from Kovach et al., 1992)

附件二、我國農民使用嘉磷塞之噴藥暴露量評估

一、前言

本所1994年至2003年間根據U.S. EPA之指引^{1,2,8}，進行試驗調查並累積我國農民實際噴藥暴露量資料，整理農民噴藥器械及噴藥量之基本資料，歷年來針對326位農民噴藥資料依噴藥方式、作物種類加以分類整理，共進行16種作物（水稻田、甘藍田、萵苣田、玫瑰園、花生田、柑桔園、荔枝園、茶園、番石榴園、葡萄園、檬果園、梨園、蕃茄園、胡瓜園、甘蔗園、包心白菜）及5種不同噴藥方式（牽管式動力、背負式動力、背負式手動、超微量、噴藥車）之試驗人次。建立我國農民噴藥暴露量資料庫以進行農民的噴藥暴露風險評估，根據Durham⁵等資料估算的急性暴露量評估值（Percentages of the toxic dose per hour, PTDPH）小於1%時表示安全，慢性暴露量評估（Margin of Safety, MOS）值小於1時表不安全。本文根據我國噴藥暴露量資料庫¹、嘉磷塞登記使用範圍、及除草劑的噴施方式等評估我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險。

二、登記使用範圍：

根據防檢局的農藥資訊服務網⁵，嘉磷塞的劑型含量包括嘉磷塞異丙胺鹽：1% AL、15.1% SL、41% SL，嘉磷塞胺鹽：74.7% SG、41% SL，其中銷售量最多及推薦使用主要推薦用藥為嘉磷塞異丙胺鹽41% SL³，允許使用的作物範圍、施藥量及稀釋倍數等如表1.⁵

表 1. 嘉磷塞的登記劑型及使用範圍

含量%	劑型	防治對象(雜草)	施用量	稀釋倍數
41%	SL	柑桔類果園、耕犁前田面、檬果園、鳳梨園畦畔、葡萄園、番石榴園、梨園、梅園、荔枝園、香蕉園、枇杷園、蔗園	4-5 L/ha	100-200倍
		柑桔類果園、茶園、檬	5-6 L /ha	80-100倍

含量%	劑型	防治對象(雜草)	施用量	稀釋倍數
		果園、鳳梨園畦畔、葡萄園、番石榴園、梨園、梅園、荔枝園、香蕉園、枇杷園、蔗園		
		柑桔類果園、茶園、葡萄園、番石榴園、梨園、梅園、荔枝園、香蕉園、枇杷園、蔗園	6-7 L /ha	70-80倍
含量%	劑型	防治對象(雜草)	施用量	稀釋倍數
		枇杷園、蔗園		
		柑桔類果園、茶園、葡萄園、番石榴園、梨園、梅園、荔枝園、香蕉園、枇杷園、蔗園	6-7 L /ha	70-80 倍

三、 農民噴藥暴露量風險評估^{1.2.6.10.}

嘉磷塞為除草劑，農民使用方式主要為向下噴藥，其每公斤人每天皮膚暴露量(mg/Kg.day)之預估公式如下¹：

$$\text{皮膚暴露量} = \frac{\text{A.I.} \times \text{V} \times \text{T} \times \text{F} \times 10^6 \times 0.1}{\text{X} \times \text{b.Wt}} \quad (\text{公式1})$$

A.I.(%)：農藥成品中之主成份含量。

X：推薦使用之稀釋倍數。

V(L/hr)：預估之噴藥量，依不同噴藥方式及不同作物而異。

T：噴藥工作時間，2或6小時。

b.Wt (Kg)：暴露人員之體重。

F(%)：實際暴露量與理論暴露量之預估百分比，依不同噴藥方式及作物種類而異。

0.1：皮膚穿透率設定值。

除計算預估皮膚曝露量外，並根據公式2及公式3分別計算求出安全界限值(MOS)及急性暴露量評估值(PTDPH)：

1. 安全界限值(MOS, Margin of Safety)

$$\text{ADD} = \frac{\text{ADI}}{\text{ADDDE} + \text{ADDRE}} \quad (\text{公式2})$$

ADD(Absorbed daily dosage)：每公斤人(平均體重60公斤)每天工作時間
(以2小時計)之暴露量 (mg/kg/day)

$$ADD (mg/kg/day) = ADD_{DE} + ADD_{RE}$$

每天工作時間之皮膚暴露量：ADD_{DE}

每天工作時間之呼吸暴露量：ADD_{RE}

ADI(acceptable daily intake)：每人每公斤每日之可攝取量(mg/Kg b.Wt/d)

2. 急性暴露量評估值(PTDPH , Percentage of Toxic Dose Per Hour)

$$PTDPH = \frac{DE+RE \times 10}{DLD 50 \times b.Wt.} \quad (\text{公式3})$$

D_E：單位時間內之皮膚暴露量 (mg/hr)

R_E：單位時間內經由呼吸所造成之暴露量 (mg/hr)

LD₅₀：由動物皮膚試驗所測之LD₅₀ (mg/kg)

b. Wt：暴露人員之體重 (kg)

四、 嘉磷塞農藥農民噴藥暴露量評估

(一) 以 41 % SL 嘉磷塞評估

ADI= 0.3 mg/kg.day

LD₅₀ > 5000 mg/kg (dermal exposure in rabbits)⁷.

1. 向下噴灑，稀釋 70 倍 (以最低的稀釋倍數來做評估)

依據歷年累積資料統計¹：

(1) 噴藥量

背負式動力噴藥量：150 L/h

背負式手動噴藥量：80 L/h

牽管式動力向下噴藥量：250 L/h

(2) 呼吸暴露量

背負式動力向下噴藥所造成之呼吸暴露量：2.95 μg/hr

背負式手動向下噴藥所造成之呼吸暴露量：1.41 μg/hr

牽管式動力向下噴藥所造成之呼吸暴露量：0.55 μg/hr

表2. 向下噴藥不同方式其身上之潛在及實際暴露量之預估¹.

向下噴藥	F (%)	
	潛在暴露預估百分比	實際暴露預估百分比
背負式動力	81.71×10 ⁻³	0.68×10 ⁻³
背負式手動	118.70×10 ⁻³	2.13×10 ⁻³
牽管式動力	4.84×10 ⁻³	0.33×10 ⁻³

表3. 以41 % SL嘉磷塞向下噴藥不同方式之皮膚暴露量值

向下噴藥	工作 2 小時	工作 2 小時	工作 6 小時	工作 6 小時
	潛在暴露量 (mg/Kg.day)	實際暴露量 (mg/Kg.day)	潛在暴露量 (mg/Kg.day)	實際暴露量 (mg/Kg.day)
背負式動力	2.39	0.0199	7.18	0.060
背負式手動	1.85	0.0330	5.56	0.100
牽管式動力	0.24	0.0161	0.71	0.048

表4. 以41 % SL嘉磷塞向下噴藥不同方式之慢性暴露量評估

向下噴藥	2小時	6小時
	MOS	MOS
背負式動力	13.1	4.8
背負式手動	8.7	3.0
牽管式動力	18.0	6.1

表5. 以41 % SL嘉磷塞向下噴藥不同方式之急性暴露量評估

向下噴藥	PTDPH (%)
背負式動力	0.000013
背負式手動	0.000010
牽管式動力	0.000005

(一) 慢性暴露量評估

以農民每天工作2小時及6小時之實際暴露量推估其安全界限值(MOS, Margin of Safety)皆大於1，表安全。

(二) 急性暴露量評估

PTDPH (percentage of toxic dose per hour)值大於1 %時表不安全，評估值皆小於1%，表安全。

五、 導入我國民眾暴露參數進行評估

由於之前進行的評估時人體各部位體表面積並無國內數據可應用，因此參考美國EPA的體表面積數據進行評估⁸，本研究進一步依據國立台灣大學公共衛生學院健康風險及政策評估中心2008年發表的「台灣一般民眾暴露參數彙編」⁴之國人體表面積進行換算，則慢性和急性暴露量評估分別為：

表6. 以41 % SL嘉磷塞向下噴藥之不同方式之慢性暴露量評估(導入我國體表面積)

向下噴藥	2小時	6小時
	MOS	MOS
背負式動力	16.1	6.0
背負式手動	10.3	3.7
牽管式動力	19.2	7.3

表7. 以41 % SL嘉磷塞向下噴藥不同方式之急性暴露量評估(導入我國體表面積)

向下噴藥	PTDPH (%)
背負式動力	0.000012
背負式手動	0.000014
牽管式動力	0.000012

以我國的體表數據換算後，不論慢性暴露量評估或急性曝露評估值都顯示噴藥暴露皆於安全範圍限值內。

六、 評估結果：

根據我國的噴藥暴露風險模式評估，不論是慢性暴露量評估或急性暴露量評估結果顯示，我國農民使用嘉磷塞時的噴藥暴露風險皆屬於安全可接受的範圍。

七、 參考文獻

1. 李宏萍，李仁厚。2005 年。農民施藥暴露量評估模式對已登記農藥之應用評估。農業藥物毒物試驗所研究計畫九十三年度執行成果報告。
2. 李仁厚，李宏萍。2010 年。農藥使用暴露風險及安全防護措施。中華民國雜草會刊 31：33-47。
3. 方麗萍。2013 年。2012 年台灣除草劑市場概況。中華民國雜草學會簡訊 51 期。
4. 台灣一般民眾暴露參數彙編。2008 年。國立台灣大學公共衛生學院健康風險及政策評估中心。計畫編號：DOH96-HP-1801。
5. 行政院農業委員會動植物防疫檢疫局：農藥資訊服務網。
<https://pesticide.baphiq.gov.tw/>
6. Curry, P. B., S. Iyengar, and P. Maloney. 1995. The tier approach to pesticide exposure assessment: Are we there? pp.123-127. In: P. B. Curry, S. Iyengar, P. A. Maloney, and M. Maloni [eds.], Methods of pesticide exposure assessment.
7. Durham W.F. and Wolfe H.R. 1962. Measurement of the exposure of workers to pesticides. Bull WHO 26: 75–91.
8. EPA. 1987. Pesticide assessment guidelines: subdivision U, Applicator exposure monitoring. U.S. EPA Washington, D.C.
9. Miller, A., J.A. Gervais, B. Luukinen, K. Buhl, and D. Stone. 2010. Glyphosate Technical Fact Sheet. National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. Available: <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/glyphotech.html> (Accessed: February 9, 2018).
10. Nielsen, A., P. Curry and T. Leighton. 1995. The pesticide handlers exposure database (PHED): Regulatory overview, pp. 89-93. In: P. B. Curry, S. Iyengar, P. A. Maloney, and M. Maloni eds. Methods of pesticide exposure assessment.

附件三、歐盟對嘉磷塞在農藥施用者及居民之暴露評估

一、前言

國際上針對農藥之職業性安全暴露限值，包括農藥施用者，歐盟早在 1997 年的指令 91/414/EEC 就明確提及化學性農藥之主要作用成分(Active ingredient, AI)需經每日可接受操作暴露量(Acceptable operator exposure level, AOEL)之評估，且農藥施用者或農業工作者、居民及旁觀者等人員暴露量超過訂定之 AOEL 值時，若無法調降其暴露風險，則不核准其登記。就暴露量之評估，歐美等國家管理單位皆先採估算模式進行，由於估算模式相當多，且許多模式使用已超過 20 年，因此歐盟遂於 2014 年提出較新之估算模式，即為農業操作者暴露模擬模式 (Agricultural operator exposure model, AOEM)，該模式包含農藥施用者、居民及旁觀者之暴露量估算。本內容即為介紹歐盟對嘉磷塞在農藥施用者、居民及旁觀者所進行之暴露評估摘錄，並初步以同樣評估流程進行試算，以作為大眾之參考依據。

二、總述

歐洲食品安全局 (European Food Safety Authority, EFSA) 對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露以階層式風險評估模式進行，評估時依據嘉磷塞對兔隻發育毒性試驗值，將每日可接受操作暴露量 (AOEL) 訂為 0.1 mg/kg/day bw，其數值來源為從兔隻發育毒性試驗資料之無可見毒害劑量 (no observed adverse effect level, NOAEL) 50 mg/kg/day、採安全係數 (uncertainty factor, UF) 為 100 及口服吸收率為 20%。在第一二階層評估結果顯示，嘉磷塞僅於非動力機具施用時且未穿戴任何防護情況下，其暴露量高於所訂之 AOEL 值，因而依評估模式進入第三階層，藉由實際尿液生物偵測之多篇研究結果，進行田間實際暴露評估及藥物動力學評估，進而認定嘉磷塞並無暴露風險。

利用上述暴露階層式風險評估方法，進行我國暴露評估試算，將嘉磷塞 AOEL 值訂為 0.06 mg/kg/day (採較高安全標準)，其數值來源為從狗 1 年長

期餵食試驗資料之無可見毒害劑量 (NOAEL) 30 mg/kg/day、採安全係數 (UF) 為 100 及口服吸收率為 20%。經暴露量評估試算，結果顯示於正常使用情形及穿戴防護之狀況下，嘉磷塞成品對農藥施用者之估計長期或急性最高系統性暴露量 (體內暴露劑量) 皆低於所訂之 AOEL 值，且居民及旁觀者之估計系統性暴露量亦皆未高於 AOEL 值。

三、農藥暴露評估方法

依據歐洲食品安全局 (EFSA) 所發行對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露指引，其暴露評估以階層式風險評估^(4,7)進行如圖 1。

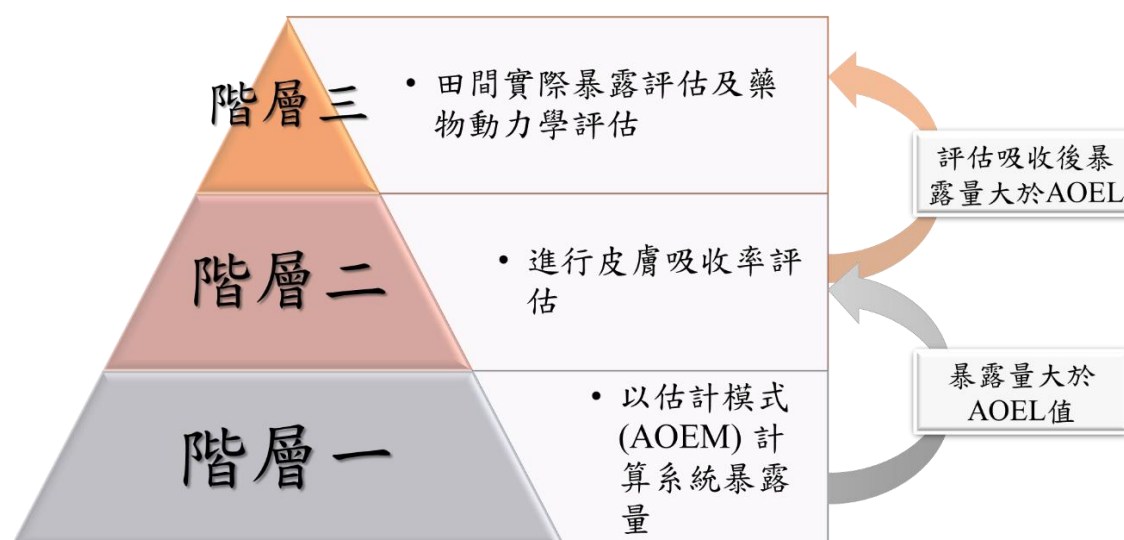


圖 1. 暴露之階層式風險評估：①階層一：以估計模式計算暴露量，如暴露量大於 AOEL 值，則需進行階層二之評估；②階層二：進行皮膚吸收率評估，如評估吸收後暴露量大於 AOEL，則需進行階層三之評估；③階層三：進行田間實際暴露評估及藥物動力學評估。

四、每日可接受操作暴露量 (AOEL) 訂立

- 1 每日可接受操作暴露量 (AOEL) 定義：為歐盟指令 97/57/EC 中明定須針對化學性農藥之主要作用成分 (AI) 所進行之評估，其定義為「對農藥操

作者不產生不良之健康影響的最高主要作用成分暴露量」。

- 2 擬評估之農藥先經危害特徵描述後，選定其劑量反應中之無可見毒害劑量 (NOAEL)，再進行 AOEL 值推算，無論在哪一步驟，所評估之農藥主要作用成分應以個案評估之方式進行 (詳細訂立流程細節和 NOAEL 值選擇詳見附錄一)。
- 3 AOEL 值計算^註

$$\text{AOEL} = \frac{\text{NOAEL}}{\text{UF (多為100)}} \quad \text{單位：mg/kg/day}$$

註：當口服吸收率小於 80% 時，則上述公式計算出之數值，需再乘以口服吸收率，以進行內部暴露量校正

- 4 嘉磷塞之 AOEL 訂立

嘉磷塞於歐盟之評估中，所依據試驗值為免隻發育毒性試驗之 NOAEL 值為 50 mg/kg/day，安全係數 (UF) 為 100，口服吸收率採 20%，計算出 AOEL 值訂為 0.1 mg/kg/day bw。

五、嘉磷塞之系統性暴露量 (systemic dose; internal dose) 評估 (階層一和階層二)

歐盟之評估中，以代表性劑型溶液 (SL)、濃度 360 g/L 計算，並考量實際施用時稀釋 1%，採 AOEM 計算結果如下⁽⁴⁾。

- 1 如戴手套：施用者於混合及裝載藥劑其暴露劑量於非動力機具佔歐盟所訂定之 AOEL 32%；
- 2 如未穿戴任何防護：施用者暴露劑量於非動力機具及動力機具佔歐盟所訂定之 AOEL 分別為 115% 及 28%。
- 3 另外藉由尿液生物偵測之多篇研究結果，估計實際系統性暴露量，約佔 8.4% 之 AOEL。

4 居民及旁觀者之估計暴露量皆低於歐盟所訂定之 AOEL 值。

六、參考歐盟模式試算我國農藥施用者及居民之嘉磷塞的暴露

1. 我國每日可接受操作暴露量 (AOEL) 訂立

採狗 1 年長期餵食試驗資料進行 AOEL 值訂立，詳細算式如下，嘉磷塞之口服吸收率為 20%-30%，為國人安全考量，AOEL 值擬依 20% 口服吸收率計算結果，訂為 0.06 mg/kg/day。

無可見毒害劑量 (NOAEL)：30 mg/kg/day

不確定因子 (UF 值)：建議 100

(1) 口服吸收率：20 %

$$\text{則 AOEL} = (30 \text{ mg/kg/day} \div 100) \times 20 \% = 0.06 \text{ mg/kg/day}。$$

(2) 口服吸收率：30 %

$$\text{則 AOEL} = (30 \text{ mg/kg/day} \div 100) \times 30 \% = 0.09 \text{ mg/kg/day}。$$

2. 我國農藥施用者及居民之嘉磷塞暴露量試算

依據藥毒所的「植物保護資訊系統」及「農藥產銷資訊系統」⁽¹⁾，嘉磷塞 101-105 年產銷統計，嘉磷塞之銷售劑型主要為嘉磷塞胺鹽水溶性粒劑 (74.7%SG，每年平均銷量為 10,932 公斤) 及嘉磷塞異丙胺鹽溶液 (41%SL，每年平均銷量為 3,633,924 公升)，兩者施用時皆為稀釋後使用。依據相關文獻，嘉磷塞之成品吸收率為 2.2%，稀釋後之成品吸收率則為 0.8-2.2%，採 AOEM 估計之農藥施用者、居民及旁觀者之系統性暴露量試算結果摘錄如表 1，相關試算參數如附錄二。由估計試算可見，嘉磷塞胺鹽於建議施用狀況下，其長期或急性系統性暴露量皆低於 AOEL 值 0.06 mg/kg/day，不具暴露風險，而嘉磷塞異丙胺鹽則是穿戴防護可大幅降低暴露量，長期或急性系統性暴露量皆低於 AOEL 值；在居民及旁觀者方面，無論是嘉磷塞胺鹽或異丙胺鹽，其所有途徑之平均系統性暴露或最高暴露量亦皆低於 AOEL 值，因此可知嘉磷塞在此 EFSA 所發行對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露指引模式試算下，如於正常使用情形下，對穿戴防護之農藥操作者或是一般居民、旁觀者，並不具暴露風險。

表 1. 農藥施用者、居民及旁觀者之系統性暴露量試算結果

系統性暴露量 (mg/kg bw/day)	嘉磷塞胺鹽水溶性 粒劑 (74.7%SG)	嘉磷塞異丙銨 鹽(41%SL)
農藥施用者		
急性		
未戴手套、未穿防護衣、未戴帽子	0.0528	0.1010
有戴手套、有穿防護衣、有戴帽子	0.0240	0.0458
長期		
未戴手套、未穿防護衣、未戴帽子	0.0340	0.0651
有戴手套、有穿防護衣、有戴帽子	0.0041	0.0079
居民		
平均暴露量	0.0041 (小孩) 0.0012 (成人)	0.0070 (小孩) 0.0022 (成人)
旁觀者		
最高暴露量	0.0054 (小孩) 0.0014 (成人)	0.0104 (小孩) 0.0027 (成人)

※急性及長期之數據差異在於急性是使用數據資料之 95 百分位數 (95 percentiles) 計算，而長期則以 75 百分位數計算⁽⁵⁾。

七、結論

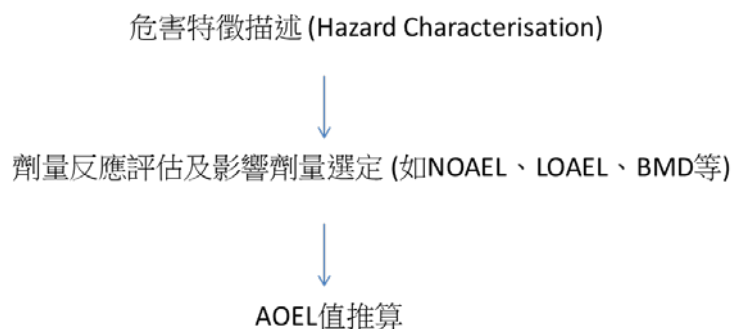
由歐洲食品安全局 (EFSA) 對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露以階層式模式進行風險評估，結果可見無論是嘉磷塞胺鹽或異丙銨鹽，在正常使用情形及穿戴防護之情況下，其系統性暴露量皆低於所訂之 AOEL 值，在居民方面，其所有途徑之平均系統性暴露量亦皆低於 AOEL 值，而旁觀者之最高暴露量亦低於 AOEL 值。另利用此 EFSA 所發行對農藥施用者、居民及旁觀者之農藥暴露指引模式試算下，嘉磷塞如於國內正常使用情形下，對有穿戴防護的農藥操作者或是一般居民及旁觀者，並不具暴露風險。

八、參考文獻

- 1 行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所。植物保護資訊系統。取自<https://otserv2.tactri.gov.tw/ppm/>
- 2 Claire A. Franklin, C. A., and Worgan, J. P. 2005. Occupational and Residential Exposure Assessment for Pesticides. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, England. 420 pp.
- 3 Durham, W. F., and Wolfe, H. R. 1962. Measurement of the exposure of workers to pesticides. Bull. Wld Hlth Org. 26: 75-91.
- 4 EFSA. 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. EFSA Journal.13: 4302.
- 5 EFSA. 2014. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment for plant protection products. EFSA Journal. 12: 3874.
- 6 EU. 2006. Draft guidance for the setting and application of acceptable operator exposure levels (AOELs). SANCO 7531-rev. 10.
- 7 Großkof, C., Mielke, H., Westphal, D., Erdtmann-Vourliotis, M., Hamey, P., Bouneb, F., Rautmann, D., Stauber, F., Wicke, H., Maasfeld, W., Salazar, J. D., Chester, G., and Martin, S. 2013. A new model for the prediction of agricultural operator exposure during professional application of plant protection products in outdoor crops. J. Verbr. Lebensm. 8: 143-153.
- 8 Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment. 2016. Pesticide residues in food – 2016. Toxicological evaluations.
- 9 Wester, R. C., Melendres, J., Sarason, R., McMaster, J., Maibach, H.I. 1991. Glyphosate skin binding, absorption, residual tissue distribution, and skin decontamination. Fundam Appl Toxicol. 16(4):725-32.
- 10 Lars Niemann, L., Sieke, C., Pfeil, R., and Solecki, R. 2015. A critical review of glyphosate findings in human urine samples and comparison with the exposure of operators and consumers. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. 10 : 3-12.

附錄一、每日可接受操作暴露量 (Acceptable Operator Exposure Level, AOEL) 訂立流程⁽⁵⁾

1. 每日可接受操作暴露量 (Acceptable Operator Exposure Level, AOEL) 定義：為歐盟指令 97/57/EC 中明定須針對化學性農藥之主要作用成分 (active substance) 所進行之評估，其定義為「對農藥操作者不產生不良之健康影響的最高主要作用成分暴露量」。
2. 擬評估之農藥先經危害特徵描述後，選定其劑量反應中之無可見毒害劑量 (NOAEL)，再進行 AOEL 值推算，無論在哪一步驟，所評估之農藥主要作用成分應以個案評估之方式進行。其訂立流程如下：



3. 危害特徵描述

危害特徵描述步驟主要是進行該農藥之毒理描述，並確認其在最相關及最敏感之族群中，所造成的主要影響。於危害特徵描述所需之資料包括急性毒性試驗資料、亞慢性毒性試驗資料、慢性毒性試驗資料、致變異性試驗資料、以及吸收代謝試驗資料。

4. 影響劑量選定

可由急性神經毒性、重複暴露神經毒性、28 天亞慢性毒性、生殖毒性、發育毒性或更長試驗時間之毒性試驗，進行影響劑量之選定，影響劑量可為 NOAEL、LOAEL、及 BMD。影響劑量之選定以 NOAEL 值較佳。

5. AOEL 值計算：

- (1) 推算公式如下：

$$\text{AOEL} = \frac{\text{NOAEL}}{\text{UF (多為100)}} \quad \text{單位：mg/kg/day}$$

- (2) 不確定因子 (uncertainty factor; UF, or assessment factor) 之數值選定以 100 為主 (10 為種間差異，10 為個體間差異，相乘後為 100)，如選擇高於 100 脂

數值，則需另敘明原因，另外如選擇最低可見毒害劑量 (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level, LOAEL) 值為計算基礎值或資料不足時，則 UF 值應增加。

(3) 暴露途徑之外推：

由於 AOEL 計算值為生物體內系統性分布可取得之暴露量，因此無論是何種暴露途徑，其數值代表是內部暴露量 (internal level)。推算內部暴露量最直接之方法為口服毒性試驗。雖然操作者暴露途徑為皮膚及呼吸，推算內部暴露量仍以口服毒性試驗為主，除非皮膚或呼吸之首渡 (first pass) 效應或是代謝及毒性明顯與口服之途徑不同 (如揮發及氣態之農藥，其呼吸毒性與口服毒性不同)，方以皮膚或呼吸之毒性試驗數據推算暴露量。當口服吸收率小於 80% 時，則上述公式計算出之數值，需再乘以口服吸收率，以進行內部暴露量校正

6. 非屬 AOEL 之範疇

- ① AOEL 為針對農藥之主要作用成分所進行之數值訂定，成品或是混合農藥無法訂定 AOEL 值。
- ② 皮膚及呼吸過敏性等局部作用非為 AOEL 之訂定範疇。
- ③ 某些主要作用成分其毒理最終致毒症狀非為閾值性者 (如直接與 DNA 反應之物質)，則無法訂定 AOEL。

7. AOEL 之應用

- ① 歐盟於法規 1107/2009 內規定，各項農藥之 AOEL 如明顯低於同類型農藥之 AOEL 值，則該項農藥列於擬替換取代農藥清單內。
- ② AOEL 可針對不同族群如農藥操作者、再進入之農業從業人員、旁觀者及居民，訂定不同之 AOEL 數值及進行後續風險評估應用。

附錄二 農藥施用者之 AOEM 暴露量模擬試算

1. 基本資料表：

嘉磷塞製劑	防治對象	最大用量	最小使用水量
嘉磷塞胺鹽水 溶性粒劑 (SG)	柑桔、非耕地雜草	2 公升/公頃	600 公升/公頃
嘉磷塞異丙銨 鹽溶液 (SL)	水田畦畔、水生、桃 樹、枇杷、柑桔、香蕉、 荔枝、茶、梅、梨、番 石榴、葡萄、鳳梨、甘 蔗、檬果、非耕地雜草	7 公升/公頃	150 公升/公頃

2. 使用模式：

農業操作者暴露量模擬模式(AOEM)⁽⁶⁾。

3. 參數：

- (1) 施用劑型以水溶性粒劑 (SG, 嘉磷塞胺鹽) 或溶液 (SL, 異丙銨鹽) 計算。
- (2) 施用時最低水量：以使用量最小 400 公升/公頃計算 (參考植物保護資訊系統之建議使用方法計算得之)。
- (3) 主要成分最大施用量 2.87 或 1.494 kg/公頃計算 (參考植物保護資訊系統之建議使用方法計算得之, 嘉磷塞異丙銨鹽之每公頃最大用量為 7 公升, 因此 41% 之成品其主要成分為 2.87 公斤/公頃, 嘉磷塞胺鹽之每公頃最大用量為 2 公升, 因此 74.7% 之成品其主要成分為 1.494 公斤/公頃)。
- (4) 成品之皮膚吸收率以 2.2% 計算：皮膚吸收率 (如附錄表一), 擬採吸收率最高數值, 以降低風險, 因此採人體皮膚之體外試驗皮膚吸收率 2.2%。
- (5) 稀釋成品之皮膚吸收率以 2.2% 計算：稀釋成品之皮膚吸收率 (如附錄表一), 擬採成品吸收率最高數值, 以降低風險, 因此採恆河猴對嘉磷塞成品之體內試驗皮膚吸收率 2.2%。
- (6) 口服吸收率以 20% 計算。
- (7) 呼吸吸收率以 100% 計算。
- (8) 蒸氣壓以 1.94×10^{-7} ($< 5 \times 10^{-3}$) Pa 計算。
- (9) 以戶外施用計算。
- (10) 施用方法以向下噴灑使用計算。
- (11) 施用器具以背負式器具 (Manual Knapsack) 計算。
- (12) 施用次數以 4 次/年計算。
- (13) 施用間隔以 90 天計算。

附錄表一、嘉磷塞之皮膚吸收率⁽⁹⁾

試驗體系	試驗農藥濃度	稀釋倍數	皮膚吸收率
<i>In vitro</i>			
兔	95.93% (原體)	NA	2.66%
人類上皮	嘉磷塞異丙胺鹽 36% (成品)	1:133	0.096%
	嘉磷塞 45% (成品)	1:15.6	0.129%
		1:188	0.082%
	嘉磷塞 48% (成品)	1:16.7	0.182%
		1:200	0.0488%
嘉磷塞 0.11% (成品)	稀釋或未稀釋	2.2% ⁽¹⁰⁾	
<i>In vivo</i>			
恆河猴	原體	NA	1.8%
	成品	1:29	0.8-2.2% ⁽¹⁰⁾

附件四、嘉磷塞於取食及飲用水暴露風險評估

一、前言

農產品及動物產品皆為食品重要原料來源，為保障消費者飲食安全，於農藥登記前皆需以國內取食量資料及國內外殘留試驗資料，估算消費者可能攝入含有農藥殘留食品風險，此即稱為飲食暴露風險評估。評估方式區分為長期飲食風險及短期飲食風險，一般來說，長期飲食暴露量不應超過設定之每日可接受攝取量(acceptable daily intake, ADI)、短期飲食暴露量不應超過設定之急性的參考劑量(acute reference dose, ARfD)，若估算之飲食暴露風險超過所設定之ADI或ARfD，需立即確認是否有更多數據以進行精細評估，倘無法取得更多數據或評估後仍有風險疑慮則應進一步採取相關的管理措施。

二、長期飲食暴露風險評估

1. 目前國內採用之嘉磷塞每日可接受攝取量(ADI)為0.3 mg/kg bw/day，係採狗長期餵食毒性試驗資料的 NOAEL 值為30 mg/kg/day，主要評估指標為糞便性狀改變和增重減少，不確定因子 100。
2. 長期飲食暴露風險估算之計算公式：農藥之長期取食風險評估方法於國內及國際上皆採用總量管制，即將所有飲食來源之殘留風險與取食量估算攝入量再進行加總，以評估人體長期取食暴露風險。依採用的數據型式分為理論最大每日攝取總量(Theoretical Maximum Daily Intake, TMDI) 及估算每日攝取總量(Estimated Daily Intake, EDI)，以下列公式計算後需再以國人體重換算為每日每公斤體重之攝取總量再與 ADI 比較，目前國內針對一般族群採用 60 kg body weight。

理論最大每日攝取總量TMDI (mg/day) = $\sum(MRLi \times Fi)$ ；估

算每日攝取總量EDI (mg/day) = $\sum(STMRi \times Fi)$

(MRL：公告容許量、F：平均取食量、STMR：殘留試驗中位數)

3. 管制界線說明：目前國內的作法於食物來源之農藥取食風險採用 80%ADI管制界線，此範圍殘留風險來自於核准使用農藥的作物，其農產品可能產生之農藥殘留，其餘20%ADI則為環境及飲用水之暴露來源，此方式與美國EPA提出的risk cup概念相同。國際上亦有採用食物來源

100%ADI之作法¹，根據聯合國糧食及農業組織(FAO) 225號農藥殘留評估指引文件說明，由於此評估方式保守，因此超過100%ADI並非表示對人體直接造成健康風險，後續應再確認是否有更精確的取食量數據、作物監測殘留資料、加工因子(processing factor, PF)、國內作物施藥面積比例(percentage of crop treated)及作物進口量佔國內市場的比例(percentage of crop imported)等資訊進行精細評估，倘無法精細數據以排除長期取食風險疑慮或精細評估後仍有風險疑慮，則建議啟動相關的管理措施(如限制擴大使用範圍、刪除部分使用範圍及相關容許量等)。國際組織(如Codex、歐盟)及農藥管理上軌道的國家(如美國、日本)之管制界限皆為針對EDI²。

4. 長期取食風險評估：係評估每人每日食用含農藥殘留之農產品，長期取食風險分為以下2種不同情境進行評估：

(1) 情境一：理論最大每日攝取總量(TMDI)

以國內公告之農藥殘留容許量(Maximum residue limit, MRL)³進行評估，此情境假設條件為所有作物皆會施用此農藥，且消費者於所有作物類別同時吃到含有該類別中容許量最高的食物。數據採用國內現行公告 MRL 及國家攝食資料庫小類之國民平均取食量，結果顯示理論最大每日攝取總量(TMDI)為 0.02383 mg/kg bw/day，佔 7.94%ADI(表一)。此情境為高度保守之評估，而導致過度高估取食風險，國際上多不採用此情境作為風險管制依據。若此情境評估結果高於 ADI 不代表會產生攝食風險，應進行情境二之評估確認風險疑慮。

(2) 情境二：估算每日攝取總量(EDI)

以殘留試驗之數據進行評估，此情境假設條件為所有作物皆會施藥

¹此評估方式已相當保守，故有些評估單位並未預留20%予其他來源，如FAO 225號農藥殘留評估指引文件中評估方式為EDI不可超過ADI。

²因TMDI的評估方式為假設每個人每一天於所有的作物類別都食用到含有與容許量相同之殘留量所產生的風險，這在實際上不太可能發生，故FAO 225號農藥殘留評估指引文件建議採用EDI為管制界線。

³農藥殘留容許量標準係作為管理農民使用農藥時是否依循登記使用方法的法規管制值，並非消費者於農藥殘留的實際暴露量。

此農藥，且消費者於所有作物類別同時吃到含有該類別中殘留量最高的食物。此情境仍為相當保守之評估，通常導致高估取食風險，若評估有取食風險疑慮應進行取食量或殘留數據的精細評估。數據採用殘留試驗中位數(supervised trials median residue, STMR)⁴及國家攝食資料庫小類之國民平均取食量，結果顯示估算每日攝取總量(EDI)為 0.00184 mg/kg bw/day，佔 0.61%ADI (表二)。

- (3) 上述兩種情境之取食風險評估，皆屬相當保守的評估模式，評估結果顯示遠低於國內 80%ADI 之管制界線，嘉磷塞可排除食物來源之長期取食風險疑慮，暫無需進行精細評估。

5. 飲用水長期飲用風險評估：

- (1) 採用之檢測資料為防檢局於2016及2017年辦理河川水樣品中高極性農藥殘留分析方法開發與調查分析計畫，於春秋兩季調查南部農田區域8條河川的藥劑分布情形，共計分析32個水體樣品，結果顯示大部分河川中皆有檢出嘉磷塞，檢出濃度於2016年為0.000026-0.00137 mg/L，2017年為0.000036-0.00111 mg/L。
- (2) 國民每日飲用水量，參考國衛院公開之健康喝水原則，一般族群依個人體重建議為30-40 mL/kg，依體重60 kg 估算每日飲用水量為1.8-2.4 L/person/day。
- (3) 以國內調查河川水檢出嘉磷塞最高殘留量0.00137 mg/L 及建議每日飲水量2.4 L 估算，結果顯示於飲水來源之估算每日攝取量為0.00005 mg/kg bw/day，僅佔0.02%ADI。
- (4) 此情境假設每日飲用水中皆殘留河川水之最高殘留量，且殘留量不經自來水處理及飲水前煮沸後而消退，為高度保守之評估模式，評估結果遠低於國內20%ADI 之管制界線，嘉磷塞可排除於飲用水來源之長期風險疑慮。

⁴ STMR為專有名詞，特指來自以優良農業操作之最大施藥劑量(critical good agricultural practice, cGAP)產生之殘留試驗中位數，若有食用部位之殘留量應採用食用部位之殘留量。國內早期以殘留試驗最高值(HR)估算EDI，本報告依國際評估指引當試驗數據足夠時採用STMR，部分作物場次不足5場次採用HR，動物產品於國內無試驗資料採用MRL保守評估。

三、短期飲食暴露風險評估

- 1 短期飲食暴露評估係評估消費者於一日或一餐內大量食用含農藥殘留之單一農產品或飲用水之暴露風險，以殘留試驗最高值(highest residue, HR)⁵及97.5百分位取食量⁶計算個別項目之估算短期膳食攝入量(Estimate of Short Term Intake, ESTI)，目前國內及國際上皆採100%ARfD為管制界線，但並非所有藥劑皆需進行短期飲食暴露風險評估，部分藥劑經評估無急毒性疑慮未訂定急性參考劑量(ARfD)時則不需進行。
- 2 嘉磷塞經評估毒理資料不需建立急性參考劑量(ARfD)，因此毋須進行短期飲食暴露風險評估。

四、農作物監測數據資料

根據藥毒所在 2012、2014 及 2019 年度的共計 317 件蔬果作物監測結果顯示嘉磷塞的殘留多為未檢出，只在 1 件柑桔樣品驗出 0.03 ppm 的殘留量(容許量為 0.1 ppm)。

- 1 2012 年度檢驗農作物共計 110 件，包括檬果 81 件、葡萄 10 件、鳳梨 10 件、柑桔 3 件、甜椒 3 件、玉米 3 件，其中只在 1 件柑桔樣品檢出嘉磷塞殘留量 0.03 ppm (容許量 0.1 ppm)，其餘樣品皆未檢出嘉磷塞殘留。
- 2 2014 年度檢驗農作物共計 167 件樣品，包括蓮霧 9 件、洋蔥 8 件，馬鈴薯 9 件、檬果 10 件、竹筍 9 件、洋香瓜 10 件、香蕉 10 件、荔枝 10 件、紅龍果 10 件、梨 10 件、菜豆 10 件、番茄 10 件、文旦 10 件、葡萄 10 件、木瓜 10 件、柑桔 10 件、甜柿 10 件、碧玉筍 2 件，皆未檢出嘉磷塞殘留。
- 3 2019 年度 5-6 月檢驗農作物計 40 件樣品，包括鳳梨、梅子、檸檬、檬果等各 10 件樣品，皆未檢出嘉磷塞殘留。

¹ HR為專有名詞，特指來自以優良農業操作之最大施藥劑量(critical good agricultural practice, cGAP)產生之殘留試驗最高值，若有食用部位之殘留量應採用食用部位之最高殘留量。部分作物及動物產品於國內無試驗資料採用MRL保守評估；飲用水則採用監測數據最高值。

⁶ 採用 consumer-only之97.5百分數據，唯需注意國內之取食量資料，由於部分作物未有單一項目的取食資料，目前評估短期攝食風險於第一階段評估先採用類別取食資料代表單一農產品，當短期攝食風險超過100%ARfD時，則立即進行下一階段評估，確認是否有單一農產品項目之取食資料，以確認是否無法排除短期取食風險。此外，部分項目之取食樣本數不足60，會先採用最大值進行評估，也可能使短期攝食暴露量過度高估而有偏差。

五、 結論

嘉磷塞之取食及飲用水暴露風險評估採用最差情境(worst case scenario)之保守評估模式，長期飲食暴露風險採用 ADI 為0.3 mg/kg bw/day 評估，於情境一(TMDI)及情境二(EDI)與飲水暴露風險總合分別為 7.96% ADI 0.63% ADI，評估結果顯示無論於何種情境飲食攝入量皆遠低於訂立之 ADI 值，國內於 3 個年度(2012、2014 及 2019 年)監測數據共檢驗 317 件蔬果作物，僅 1 件柑桔樣品檢出低於容許量之殘留量，其餘皆未檢出嘉磷塞；此外，依據毒理資料評估結果此藥劑無需訂立ARfD，故毋須進行短期飲食暴露風險評估。根據上述評估結果可排除消費者於取食及飲用水之攝食風險疑慮，目前暫無需進行取食及飲用水之精細評估。

六、參考資料：

1. 國家攝食資料庫 <http://intakes.nhri.org.tw/>
2. FAO. 2016. Submission and evaluation of pesticide residues data for the estimation of maximum residue levels in food and feed. FAO plant production and protection paper 225, Rome.
3. FAO. 2016. Training Manual on evaluation of pesticide residues for estimation of MRL and calculation of dietary intake. FAO plant production and protection paper 224, Rome.
4. Richard Fenske. 1999. Organophosphates and the Risk Cup. Agrichemical & Environmental News. No. 163.

表一、長期取食風險評估表 (情境一、理論最大每日攝取總量)

取食類別	作物/動物產品	容許量 ^註 (ppm, mg/kg)	取食量 (kg/person/day)	sub-TMDI (mg/kg/day)
米類及其製品	米類	0.1	0.12389	0.00021
麥類及麵粉類產品	小麥	5	0.05602	0.00467
雜糧類及其製品	玉米	1.0	0.00377	0.00006
乾豆類及其製品	大豆	10	0.10426	0.01738
	葵花籽	7.0		
	小扁豆(乾)	5.0		
	豌豆(乾)	5.0		
	其他乾豆類(小扁豆、葵花籽、豌豆、大豆除外)	2.0		
根莖菜類及其製品	蘆筍	0.5	0.06028	0.00050
	馬鈴薯	0.2		
果菜類及其製品	甜椒	0.1	0.02432	0.00004
豆菜類及其製品	毛豆	0.2	0.00369	0.00001
大漿果類及其製品	大漿果類	0.2	0.03820	0.00013
小漿果類及其製品	小漿果類	0.2	0.03985	0.00013
梨果類及其製品	梨果類	0.2	0.03866	0.00013
	梅	0.1		
柑桔類及其製品	柑桔類	0.1	0.03077	0.00005
核果類及其製品	核果類	0.2	0.00999	0.00003
堅果類及其製品	杏仁	1.0	0.00197	0.00003
甘蔗類及其製品	甘蔗類	0.1	0.00118	0.00000
茶類	茶類	0.1	0.00751	0.00001
雞肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	0.03049	0.00005
鴨肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	0.00298	0.00000
鵝肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	0.00072	0.00000
其他家禽類肉類及其製品	家禽肉品	0.1	0.00036	0.00000
牛肉及其加工製品	牛肉品	0.1	0.01308	0.00002
牛肝	牛內臟	2	0.00000	0.00000
牛腎	牛內臟	2	0.00000	0.00000
其他牛內臟	牛內臟	2	0.00025	0.00001
豬肉及其加工製品	豬肉品	0.1	0.07333	0.00013

取食類別	作物/動物產品	容許量 ^註 (ppm, mg/kg)	取食量 (kg/person/day)	sub-TMDI (mg/kg/day)
豬肝	豬內臟	1	0.00085	0.00001
豬腎	豬內臟	1	0.00021	0.00000
其他豬內臟	豬內臟	1	0.00432	0.00007
乳品類	牛乳	0.1	0.05330	0.00009
蛋類及其製品	蛋	0.1	0.03323	0.00006
理論最大每日攝取總量(TMDI, mg/kg bw/day)				0.02383

^註公告容許量係依據衛生福利部於 108 年 8 月 2 日發布令衛授食字第 1081302330 號。

表二、長期取食風險評估表(情境二、估算每日攝取總量)

取食類別	作物/動物產品	殘留量 (ppm, mg/kg)	Basis ^註	取食量 (kg/person/day)	sub-EDI (mg/kg bw/day)
米類及其製品	米類	0.01	HR	0.12389	0.00002
麥類及麵粉類產品	小麥	0.28	STMR	0.05602	0.00026
雜糧類及其製品	玉米	0.08	STMR	0.00377	0.00001
乾豆類及其製品	小扁豆(乾)	0.5	STMR	0.10426	0.00087
	豌豆(乾)	0.5	STMR		
	葵花籽	0.395	STMR		
	大豆	0.4045	STMR		
	其他乾豆類(小扁豆、葵花籽、豌豆、大豆除外)	0.5	STMR		
根莖菜類及其製品	蘆筍	0.05	STMR	0.06028	0.00005
	馬鈴薯	0.013	HR		
果菜類及其製品	甜椒	0.05	HR	0.02432	0.00002
豆菜類及其製品	毛豆	0.2	MRL	0.00369	0.00001
大漿果類及其製品	大漿果類	0.05	STMR	0.03820	0.00003
小漿果類及其製品	小漿果類	0.01	HR	0.03985	0.00001
梨果類及其製品	梨果類	0.02	HR	0.03866	0.00001
	梅	0.02	HR		
柑桔類及其製品	柑桔類	0.1	HR	0.03077	0.00005
核果類及其製品	核果類	0.2	MRL	0.00999	0.00003
堅果類及其製品	杏仁	0.08	STMR	0.00197	0.00000
甘蔗類及其製品	甘蔗類	0.1	MRL	0.00118	0.00000
茶類	茶類	0.1	MRL	0.00751	0.00001
雞肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	MRL	0.03049	0.00005
鴨肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	MRL	0.00298	0.00000
鵝肉及其加工製品	家禽肉品	0.1	MRL	0.00072	0.00000
其他家禽類肉類及其製品	家禽肉品	0.1	MRL	0.00036	0.00000
牛肉及其加工製品	牛肉品	0.1	MRL	0.01308	0.00002
牛肝	牛內臟	2	MRL	0.00000	0.00000
牛腎	牛內臟	2	MRL	0.00000	0.00000
其他牛內臟	牛內臟	2	MRL	0.00025	0.00001
豬肉及其加工製品	豬肉品	0.1	MRL	0.07333	0.00013
豬肝	豬內臟	1	MRL	0.00085	0.00001
豬腎	豬內臟	1	MRL	0.00021	0.00000
其他豬內臟	豬內臟	1	MRL	0.00432	0.00007

取食類別	作物/動物產品	殘留量 (ppm, mg/kg)	Basis ^註	取食量 (kg/person/day)	sub-EDI (mg/kg bw/day)
乳品類	牛乳	0.1	MRL	0.05330	0.00009
蛋類及其製品	蛋	0.1	MRL	0.03323	0.00006
估算每日攝取總量(EDI, mg/kg bw/day)					0.00184

註：殘留量之數據採用基準，依國際評估指引規範應採用STMR，唯部分項目國內試驗資料不足故採用HR或MRL。HR為殘留試驗最高值；STMR為殘留試驗中位數；MRL為國內公告容許量。

附件五、嘉磷塞對非目標生物的影響評估

壹、對於鳥類水生生物(魚類及水蚤)及蚯蚓的影響

一、前言

嘉磷塞對非目標生物造成影響原由，主要有可能因不當使用造成溢出、意外排放，或嘉磷塞在生產過程、儲存及處理不當流入水生環境中。依據嘉磷塞使用說明很少直接用於水源地^(1,7)。且因嘉磷塞的蒸氣壓較低，故不容易發生蒸發擴散⁽¹⁾。雖然嘉磷塞易溶於水（11,600,000 µg a.i/L）與低辛醇水分配係數[（log Kow = - 3.2 到-2.8, - 4.59 到-1.7⁽¹³⁾）]。然而，一旦進入水生環境，嘉磷塞可以快速消散，其半衰期從幾天到幾週不等⁽¹²⁾，在池塘中半衰期從 1.5 到 3.5 天⁽⁶⁾惟溶解在蒸餾水中並於室溫下，其穩定性較長可達多年^(1,12)。在田間實際情況，較有可能進入水中是在藥劑噴灑過程中藥劑的飄散⁽⁶⁾，或雨水將嘉磷塞從植物葉子表面淋洗掉流入水體環境。然而因為它與土壤可緊密結合，對徑流移動不容易⁽¹⁾，讓嘉磷塞的浸出的可能性非常低，顯示嘉磷塞殘留在水中或移動流佈的情況低，對非目標生物的影響不高。

二、鳥類毒性：

- 1 嘉磷塞原體對於鳥禽類口服急毒性（14 天）為低毒，餵飼毒性（8 天）為輕毒；成品對於鳥禽類口服急毒性為輕毒，生殖毒性（8 週）為輕毒。（參考表一）
- 2 嘉磷塞對鳥類和其他野生動物造成的最大風險是由於棲息地的改變造成的。

表一、嘉磷塞對鳥禽類毒性影響

鳥類/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
禽類急毒性 LD ₅₀ /LC ₅₀ (mg/kg, mg ae/kg, ppm)		
鵪鶉，14 天 <i>Bobwhite quail</i> 口服急毒	LD ₅₀ : > 2,000 mg/kg (低毒) ⁽¹⁰⁾ LD ₅₀ : > 2,250 mg/kg (低毒) ⁽⁹⁾ LD ₅₀ : > 3196.3 mg/kg (低毒) ⁽⁴⁾	LD ₅₀ : > 1131 mg ae/kg-bw (輕毒) ⁽⁴⁾ Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) 口服急毒性: LD ₅₀ : < 950 mg/kg ⁽⁹⁾
鵪鶉/野鴨，8 天 <i>Bobwhite quail/mallard ducks</i> 餵飼毒性	LC ₅₀ : > 4000 ppm (輕毒) ⁽⁴⁾ LC ₅₀ : > 4640 ppm	LC ₅ : > 5000 mg/kg (輕 毒) ⁽⁹⁾

鳥類/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
	(輕毒) ⁽¹⁰⁾ LC ₅₀ : >4971 mg ae/kg (輕毒) ⁽⁴⁾	
禽類慢毒性 NOEC (ppm)		
生殖毒性 8 週	NOEC : 200 ppm ⁽¹⁰⁾	Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) NOEC : 712 ppm ⁽¹⁰⁾

三、水生生物毒性：

- 1 嘉磷塞原體對於水生魚類急毒性為低毒；成品對於水生魚類急毒性為中等毒至低毒，水蚤急毒性為中等毒。成品農藥若為中等毒性需標示『飲用水源水植保護區』或『飲用水取水口一定距離內之區域』。嘉磷塞原體與成品於水生（斑馬魚/水蚤）慢毒性為輕毒至低毒。（參考表二）
- 2 嘉磷塞商業配方之表面活性劑部分，特別是 POEA (polyethoxylated tallow amine, POEA)⁽³⁾對魚類急毒性為劇毒至中等毒 (96-h LC₅₀:0.65 and 7.4 mg/L)⁽⁵⁾，成品農藥含此 POEA 成分者禁用於水域作物。
- 3 生物濃縮因子(Bio-concentration factor, BCF)，0.5 L/kg (low potential)⁽⁹⁾。

表二、嘉磷塞對水生毒性影響

水生生物/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
水生生物急毒性 LC ₅₀ /EC ₅₀ (mg/L)		
虹鱒：96-h <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ : 140 mg/L (低毒) ⁽⁵⁾ LC ₅₀ : 38 mg/L (中等毒) ⁽⁹⁾	LC ₅₀ : 8.2-27 mg/L (中等毒-輕毒) ⁽⁵⁾
牙銀漢魚：96-h <i>Odontesthes bonariensis</i>	LC ₅₀ : 163 mg/L (低毒) ⁽⁵⁾	-
孔雀花鱒：96-h <i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀ : > 400 mg/L (低毒) ⁽⁵⁾	-
鯉魚：96-h <i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ : 620 mg/L (低毒) ⁽⁵⁾	LC ₅₀ : 10 mg/L (中等毒) ⁽⁵⁾
條紋鯪脂鯉：96-h <i>Prochilodus lineatus</i>	-	LC ₅₀ : 13.7 mg/L (輕毒) ⁽⁵⁾
克林雷氏鯰：96-h <i>Rhamdia quelen</i>	-	LC ₅₀ : 7.3 mg/L (中等毒) ⁽⁵⁾
尤卡坦食蚊魚：96-h <i>Gambusia yucatana</i>	-	LC ₅₀ : 17.8 mg/L (輕毒) ⁽⁵⁾

水生生物/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
鈍齒兔脂鯉：96-h <i>Leporinus obtusidens</i>	-	LC ₅₀ ：>100 mg/L (低毒) ⁽⁵⁾
藍鰓太陽魚：96-h <i>Lepomis macrochirus</i>		Glyphosate-IPA 嘉磷塞 (異丙胺鹽) LC ₅₀ ：>2 mg/L (中等毒) ⁽⁹⁾
Fish：96-h	-	1. Glyphosate-IPA 嘉磷塞 (異丙胺鹽) LC ₅₀ ：>1000 mg/L (低毒) ⁽¹⁰⁾ 2. Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) LC ₅₀ ：1800 mg/L (低毒) ⁽⁹⁾ (10)
水蚤 48-hour <i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ ：40 mg/L (中等毒) ⁽⁹⁾	EC ₅₀ ：3.0 mg/L (中等毒) 1. Glyphosate-IPA 嘉磷塞 (異丙胺鹽) EC ₅₀ ：930 mg/L (低毒) ⁽¹⁰⁾ 2. Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) EC ₅₀ ：12 mg/L (輕毒) ⁽⁹⁾
藻類 (Algae) Acute 72-h <i>Scenedesmus quadricauda</i>	LC ₅₀ ：4.4 mg/L (中等毒) ⁽⁹⁾	-
搖蚊 midge larvae 28 天	-	EC ₅₀ ：16 mg/L ⁽⁸⁾
兩棲動物：24-hour ^註	-	LC ₅₀ ：6.6 to 18.1 mg/L ⁽²⁾
水生生物慢毒性 NOEC (mg/L)		
虹鱒：7 天慢毒性 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC：150 mg/L (低毒) ⁽²⁾	-
虹鱒：21 天慢毒性 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC：25 mg/L (低毒) ⁽²⁾	-
銀鮭：21 天慢毒性 <i>Oncorhynchus kisutch</i>	NOEC：130 mg/L (低毒) ⁽²⁾	-
胖頭鱘：255 天慢毒性 <i>Pimephales promelas</i>	NOEC：25.7 mg/L (低毒) ⁽²⁾	-
Fish：慢毒性	-	1. Glyphosate-IPA 嘉磷塞 (異丙胺鹽) NOEC：917 mg/L (低毒)

水生生物/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞成品
		(10) 2. Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) NOEC : 50 mg/L (輕毒) ⁽⁹⁾ (10)
水蚤 21 天繁殖毒性 <i>Daphnia magna</i>	NOEC : 30 mg/L (低毒) ⁽⁹⁾	1. Glyphosate-IPA NOEC : 455 mg/L ⁽¹⁰⁾ 2. Glyphosate-trimesium 嘉磷塞 (三甲基硫鹽) NOEC : 1.1 mg/L (中等毒) (9)
藻類(Algae) Chronic 96-h	NOEC : 2 mg/L (低毒) ⁽⁹⁾	-

註：northern leopard frog (*Rana pipiens*), wood frog (*R. sylvatica*), green frog (*R. clamitans*), American toad (*Bufo americanus*)

四、陸生無脊椎動物：

蚯蚓毒性：嘉磷塞原體對於蚯蚓急毒性為輕毒至低毒；成品為低毒，以生殖毒性 28 天原體為中等毒(參考表三)，但因嘉磷塞易被土壤固定住，會被土壤微生物分解，故對環境中蚯蚓影響不大。

表三、嘉磷塞對蚯蚓毒性影響

蚯蚓/毒性標竿	嘉磷塞原體	嘉磷塞 (三甲基硫鹽)	嘉磷塞成品
蚯蚓急毒性 LC ₅₀ (mg as/kg, ppm)			
急毒性 14 天 (人工土壤)	LC ₅₀ : >480 mg as/kg (輕毒) ⁽¹⁰⁾ LC ₅₀ : >5600 mg as/kg (低毒) ⁽⁹⁾	LC ₅₀ : >1000 mg as/kg (低毒) ⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾	LC ₅₀ : > 5000 ppm (低毒)
蚯蚓慢毒性 NOEC (mg as/kg, ppm)			
繁殖毒性 28 天	NOEC : > 28.8 mg as/kg (中等毒) ⁽⁹⁾	NOEC : 28.8 mg/L (中 等毒) ⁽⁹⁾	1. Glyphosate-IPA NOEC : 28.79 mg as/kg (中等毒) ⁽¹⁰⁾

五、文獻參考：

1. Brønstad, J. O., and Friestad, H. O. 1985. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). The Herbicide

- Glyphosate. London: Butterworths. pp. 200-205.
2. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (Glyphosate). 2012. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. pp. 1-10.
 3. Caroline C. 1995. Glyphosate Fact Sheets: Glyphosate, Part 1: Toxicology. *Journal of Pesticide Reform*. 15 (3): 1-27.
 4. Charles, B. S. 2019. Glyphosate, Proposed Interim Registration Review Decision Case Number 0178. Docket Number EPA-HQ-OPP-2009-0361. United States Environmental protection agency. pp. 1-55.
 5. Chris Kennedy. (2017). Review on Glyphosate fate and toxicity to fish with special relevance to salmon and steelhead populations in the Skeena River watershed. 2017. T. Buck Suzuki Environmental Foundation (TBSEF). pp. 1-38.
 6. Goldsborough, L. G., and Beck, A. E. 1989. Rapid dissipation of glyphosate in small forest ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 18: 537-544.
 7. Humphries, D., Byrtus, G., and Anderson, A. M. 2005. Glyphosate residues in Alberta's atmospheric deposition, soils and surface waters. Alberta Environment. Edmonton, Alberta. pp. 1-55.
 8. NPIC: National Pesticide Information Center. (網站)
 9. PPDB (Pesticide Properties DataBase) Ecotoxicology for glyphosate. (網站)
 10. Review report for the active substance glyphosate (Glyphosate in Annex I of Directive 91/414/EEC). 2002. European commission: Health & Consumer Protection Directorate (EU). pp. 22-24.
 11. Schuette, J. 1998. Environment fate of Glyphosate. *Environmental Monitoring & Pest Management (EPA)*. pp. 1-13.
 12. Tooby, T. E. 1985. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. In: E. Grossbard and D. Atkinson (eds). *The Herbicide Glyphosate*. London: Butterworths. pp. 206-217.
 13. Wang, Y. S., Yen, J. H., Hsieh, Y. N., and Chen, Y. L. 1994. Dissipation of 2,4-D glyphosate and paraquat in river water. *Water Air and Soil Pollution*. 72: 1-7.

貳、對蜜蜂的影響

一、前言：

嘉磷塞於過去十年為台灣最重要的除草劑之一，其作用機制為抑制 EPSP 合成酶，在國內主要使用含量/劑型為嘉磷塞異丙胺鹽 41% SL、嘉磷塞胺鹽 74.7% SG、嘉磷塞異丙胺鹽 15.1% SL、嘉磷塞三甲基硫鹽 13.1% SL 及嘉磷塞異丙胺鹽 1% 液劑等五種樣態加上內含式混合劑-嘉磷氟氣比 33% SL，實施方法除了嘉磷塞異丙胺鹽 1% 液劑登記在花卉作物-玫瑰田雜草防治是以原液噴施外，其餘均須混合水再行噴施在雜草植株上；國內登記作物包括：柑桔類、茶、枇杷、梅、梨、荔枝、番石榴、葡萄、鳳梨、芒果、香蕉、水稻及大豆等多種作物，主要對象還是以果樹類作物田之雜草防除，另外亦登記於非耕作農地雜草之防除，而登記成品之施用濃度介於 1,700-3,034 ppm 間。

二、蜜蜂與除草劑-嘉磷塞使用之關係：

蜜蜂在農業生態系中，必須應付環境中眾多壓力源，特別是農藥；而農藥中使用最多也最普遍為除草劑-嘉磷塞(Glyphosate)，在除草的過程中也可能污染盛花的大花咸豐草、鬼針草等蜜/粉源植物，本文收集國際間已發表之學術文章探討嘉磷塞的使用對蜜蜂直接或間接的影響，以條列式整理對蜜蜂等授粉昆蟲之影響評估。

(一) 嘉磷塞原體對蜜蜂毒性：

- 1.口服急毒性 LD₅₀：100 µg a.i./bee(低毒)；
- 2.接觸急毒性 LD₅₀：> 100 µg a.i. /bee(低毒)。

(二) 嘉磷塞使用於蜜源植物對蜜蜂可能產生之直接影響

Abraham(2018)等人將嘉磷塞 360g/L 依推薦濃度(100x)及2 倍推薦濃度濕噴於泰國山扁豆(*Senna siamea*)在30 x30x30 cm 籠箱中接入蜜蜂 (*Apis mellifera*)及無螫蜂(*Hypotrigona ruspolii*)，24 小時後觀察其死亡率，結果顯示依推薦濃度(100x,約3600ppm)對蜜蜂(*A. mellifera*)及無螫蜂(*H. ruspolii*)死亡率分別是 28%及23%，但如將施用濃度提高至推薦濃度之 2 倍

(glyphosate 濃度約 7200ppm)則蜜蜂及無螫蜂的死亡率分別上升至 74%及 77%，查國內登記使用最多之含量劑型為：嘉磷塞異丙胺鹽 41%溶液其中含嘉磷塞約 30.34%，其施用濃度取最高者約稀釋 100 倍（嘉磷塞約 3034ppm），如未任意提高使用濃度，目前施用方法顯示嘉磷塞對於蜜蜂直接之影響（致死率<28%）不明顯。

藥液陰乾後對無螫蜂(*H. ruspili*)之風險降低：將前述實驗以濾紙 2x2 cm 面積大小浸泡三種供試藥液後陰乾，投入小罩杯內，再接入無螫蜂，24 小時後觀察死亡率，結果顯示推薦濃度無螫蜂死亡率由 23%降至 10%，2 倍推薦濃度無螫蜂死亡率由 77% 降至 19%。顯示供試藥劑在陰乾後對蜂類之致死率降低明顯，可提供用藥時機之選擇參考（例如：傍晚施藥）。

（三）、嘉磷塞使用對蜜蜂子脾發育可能的影響評估

Thompson 等人（2014）將嘉磷塞以 75、150、300 mg/L 三種濃度及正對照組（芬諾克 75 mg/L）、對照組（清水）噴施於兩間通風良好之溫室內各有兩箱 4-6 巢片之蜂箱（內含 6000-12000 隻工蜂），將處理組噴施於鐘穗花屬（*Phacelia spp.*）上於噴藥後第 7 及 16 天觀察卵、1-2 日齡幼蟲、4-5 日齡幼蟲及蛹期存活率之影響，結果顯示：

- 1 噴藥後 7 天：各處理組對卵、1-2 日齡幼蟲、4-5 齡幼蟲及蛹之存活率介於 8 成至 9 成間，無明顯差異。
- 2 噴藥後第 13 至第 16 天：嘉磷塞處理對 1-2 日齡、4-5 齡幼蟲及蛹的存活率介於 75-80%與對照組無明顯差異，但在正對照組（芬諾克 75mg/L）在卵存活率為 20%，1-2 日齡幼蟲為 0%，4-5 齡幼蟲及蛹的存活率為 15%，與對照組有明顯差異，此試驗結果顯示嘉磷塞在供試三種濃度對於蜜蜂子脾(Brood)無明顯之副作用發生。

（四）、嘉磷塞使用對蜜蜂腸道微生物叢豐度改變的影響

Blot 等人(2019)將嘉磷塞及其主要代謝產物-AMPA (amino -methyl phosphonic acid)以A.嘉磷塞 1.5mM(210 ppm)、B.嘉磷塞 7.5mM(1080 ppm)、C.AMPA1.5mM(140ppm)、D. AMPA7.5mM(700 ppm)、E.嘉磷塞 1.5mM+AMPA1.5mM、F.嘉磷塞 7.5mM+AMPA7.5mM、G.CK 等 7 組試驗物餵食蜜蜂測試對蜜蜂腸道益生菌包括：乳酸菌（*Lactobacillus spp.*）、

比菲得氏菌 (*Bifidobacterium* spp.)、*Snodgrassella alvi* 及 *Gilliamella apicola* 等 4 種益生菌消長之影響，結果顯示嘉磷塞對於乳酸菌有促進數量增加之效果作用，對比菲德氏菌則影響不明顯，而對 *S. alvi* 及 *G. apicola* 則有明顯降低數量作用，此兩種益生菌為蜜蜂腸道常發現之葛蘭氏陰性菌，可幫助蜜蜂消化分解果糖、乳糖等醣類，長期而言嘉磷塞可能對蜜蜂具間接亞致死效應。

(五)、嘉磷塞對蜜蜂行為的影響

Zhu (2017) 等人研究發現蜜蜂如長時間暴露嘉磷塞可誘導蜜蜂內部生理作用包括：增進脂肪過氧化作用，同時降低乙烯膽鹼酯酶活性、降低 β 胡蘿蔔素及抗氧化物的產生，因此長時間暴露可能導致蜜蜂學習能力衰退；另外短期急性大量暴露也會導致蜜蜂短暫性失憶(Herbert, L. T. *et al.*, 2014; Mengoni, G. C. & Farina, W. M. 2018)。

三、結 語

嘉磷塞原體對蜜蜂口服急毒性和接觸急毒性為低毒等級、嘉磷塞在推薦使用濃度 75-300 mg/L 下對蜂群中子脾(卵、幼蟲及蛹)未見有不良的影響、但長期暴露下會影響蜜蜂腸道益生菌的數量，惟嘉磷塞藥液如經風乾或陰乾後對蜜蜂毒性可大大降低，可見施藥的時間拿捏就相對重要。因此嘉磷塞在正常的施用濃度狀況下，對蜜蜂行為的影響風險不高，除非任意提高田間使用濃度且不當施用對蜜蜂才會造成風險。

四、參考文獻

1. Abraham, J., Benhotons, G. S., Krampah, I., Tagba, J., Amissah, C., Abraham, J. D. 2018 Commercial formulated glyphosate can kill non-target pollinator bees under laboratory conditions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 166: 695-702.
2. Blot, N., Veillat, L., Rouze, R., Delatte, H. 2019 Glyphosate, but not its metabolite AMPA alters the honeybee gut microbiota. *PLOS ONE* :0215466.
3. Dai, P., Yan, Z., Ma, S. Yang, Y., Wang, Q., Hou, C. 2018 The herbicide glyphosate negatively affects midgut bacterial communities and survival of honey bee during larvae reared in vitro. *J. Agric Food Chem* 66: 7786-7793.
4. Herbert, L. T., Vazquez, D. E., Arenas, A., Farina, W. M. 2014 Effects of

- field-realistic doses of glyphosate on honey-bee appetitive behavior. *J. Exp. Biol.* 217: 3457-3464.
5. Mengoni, G. C., Farina, W. M. 2018 Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. *J. Exp. Biol.* 221: jeb176644.
 6. Thompson, H. M., Levine, S. L., Janine, D., Norman, S., Manson, P., Sutton, P., von Meroy, G. 2014 Evaluating Exposure and Potential Effects on Honeybee Brood (*Apis mellifera*) Development Using Glyphosate as an Example. *Integrated Environ. Assess. and Manag.* 10(3): 463-470.

附件六、嘉磷塞的環境特性及國內外環境基質調查資料及評估

一、前言：

本文針對嘉磷塞(glyphosate)及其主要代謝物 AMPA(amino methyl phosphonic acid)的環境(土壤、水體、水域及田間消散)的環境特性、國內外環境基質中的調查結果，進行嘉磷塞在本國的環境影響評估。

嘉磷塞的環境特性

土壤降解¹

依農藥綜合資料數據庫(Pesticide Properties DataBase, PPDB)指出，嘉磷塞(glyphosate)在實驗室所進行土壤代謝試驗，土壤半衰期為 15 天。而在日本茨城、大阪、栃木、福島使用沖積土、火山灰土、沉積土等土壤，進行土壤代謝試驗，土壤半衰期為 1-21 天，不具持續性。嘉磷塞在環境中主要代謝物 amino methyl phosphonic acid (AMPA) 在土壤半衰期為 121.4 天，具持續性。

水體降解²

嘉磷塞在水中溶解度為 10500 mg/L，具高溶解度，在 20°C pH 7 的水中不會水解，水中光分解半衰期 69 天，水中具中等持續性。嘉磷塞代謝物 AMPA 在水中溶解度為 1,466,561 mg/L (ppm)，具高溶解度 (PPDB)

水域環境降解³

嘉磷塞在實驗室所進行試驗，在好氣浸水情況下土壤半衰期為 14.4 天 (PPDB)。在日本以水田土壤浸水狀態下進行試驗，土壤半衰期介於 12-46 天，在浸水情況嘉磷塞在土壤不具持續性至中等持續性。在水域環境 (water-sediment system) 代謝半衰期為 74.5 天，在水域環境降解速率中等。嘉磷塞代謝物 AMPA 在水域環境 (water-sediment system) 代謝半衰期為 132 天，在水域環境降解緩慢 (PPDB)

¹ 土壤降解：指農藥在土壤中濃度減少的過程，一般用半衰期評估其持續性。半衰期 < 30 天不具持續性，30-100 天具中等持續性，100-365 天具持續性，> 365 天具非常持續性。

² 水體降解：指農藥在水中濃度減少的過程，一般用半衰期評估其持續性。半衰期 < 30 天不具持續性，30-100 天具中等持續性，100-365 天具持續性，> 365 天具非常持續性。

³ 水域環境降解：指農藥在水-底泥中濃度減少的過程，一般用半衰期評估其持續性。半衰期 < 30 天不具持續性，30-100 天具中等持續性，100-365 天具持續性，> 365 天具非常持續性。

田間消散性⁴

在實際田間所進行消散試驗結果為田間消散半量期 23.8 天。在日本進行試驗田間消散半量期 12-21 天，在實際田間不具環境持續性。嘉磷塞代謝物 AMPA 田間消散半量期為 419 天，在實際田間具環境持續性。

土壤移動性⁵

嘉磷塞之土壤有機碳吸附係數 Koc (organic carbon adsorption coefficient) 為 884-50,660 mL/g, Kfoc (organic carbon Freundlich adsorption coefficient) 為 1,600-60,000 mL/g, 在日本所進行的土壤吸附試驗 Kfoc 為 61,500-230,000 mL/g, 在土壤中具輕微移動性或不具移動性。嘉磷塞代謝物 AMPA 土壤有機碳吸附係數 Koc 為 2,002 mL/g, Kfoc 為 1,119-11,100 mL/g, 同樣在土壤中具輕微移動性或不具移動性。

對土壤生物影響

根據嘉磷塞的生物濃縮因子 BCF = 0.5 顯示其不具生物蓄積性。蚯蚓毒性 LC50 > 5,600 mg/kg 對蚯蚓低毒性。田間施用量 18 kg/ha 時，對土壤呼吸作用與氮轉換作用無顯著影響，土壤組成物包括生物及非生物且為複雜非均質之混合物。微生物對肥沃土壤的有機物降解及轉變扮演重要的角色，土壤中不同微生物族群與分佈會對土壤肥力造成影響，任何長期影響這些生化過程潛勢，會造成養份循環影響，進而改變土壤肥力。碳與氮轉換發生在所有肥沃土壤，雖然在不同土壤負責這些過程的微生物族群並不相同，但是轉換路徑的需求是相同(OECD 217)。嘉磷塞代謝物 AMPA 田間施用量 120kg/ha 時，對土壤呼吸作用與氮轉換作用無顯著影響，對土壤微生物無影響 (PPDB)。

二、 本國環境調查資料

防檢局於 2016 及 2017 年辦理台灣地區河川水及底泥樣品中高極性農藥殘留分析方法開發與調查分析計畫，於春秋兩季調查南部農田區域 8 條河川（八掌溪、二仁溪、急水溪、將軍溪、朴子溪、北港溪、鹽水溪及曾文溪）的藥劑分布

⁴ 田間消散性：指農藥在田間濃度減少的過程，一般用半衰期評估其持續性。半衰期 < 30 天不具持續性，30-100 天具中等持續性，100-365 天具持續性，> 365 天具非常持續性。

⁵ 土壤移動性：化學物質藉由水淋洗，揮發，吸附，脫解等過程通過土壤。一般用有機碳吸附係數 (mL/g) 評估其移動性。< 15 具非常移動性。15 - 75 具移動性。75 - 500 具中等移動性。500 - 4000 具輕微移動性。> 4000 不具移動性。

情形，分析水體和底泥的農藥殘留，調查結果如下：分析南部區域河川水體 32 個樣品，結果大部分河川中均檢出嘉磷塞（定量極限，LOQ 為 0.0078 $\mu\text{g/L}$ ），嘉磷塞檢出濃度 2016 年為 0.026-1.37 $\mu\text{g/L}$ (ppb)⁶，2017 年為 0.036-1.11 $\mu\text{g/L}$ ；嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出濃度 2016 年為 0.06-1.54 $\mu\text{g/L}$ ，2017 年為 0.08-1.57 $\mu\text{g/L}$ 。分析南部區域河川底泥 32 個樣品，調查結果顯示大部分底泥樣品中均檢出嘉磷塞，嘉磷塞之檢出濃度 2016 年為 0.004-0.189 mg/kg，2017 年為 0.002-0.0347 mg/kg (ppm)；嘉磷塞代謝物 AMPA 檢出濃度 2016 年為 0.003-0.233 mg/kg，2017 年為 0.002-0.085 mg/kg。

2019 年度本所採集 2 件台中市(太平區、烏日區)自來水、2 件農業灌溉水(屏東縣春日鄉芒果園山泉水、台中市東勢區柑橘園地下水)及 1 件台中市霧峰區地下水，進行嘉磷塞檢測，5 件水樣皆未檢出嘉磷塞及其代謝物殘留(定量極限，LOQ 皆為 0.1 $\mu\text{g/L}$)。此為初步結果，後續將針對農田土壤及地下水的嘉磷塞進行調查評估。另採集 10 件果園土壤進行嘉磷塞檢測，10 件土壤皆檢出嘉磷塞及其代謝物殘留，最高檢出量在台南市官田區芒果園土壤，嘉磷塞及其代謝物檢出量分別為 1.5 mg/kg 及 1.62 mg/kg。此為初步結果，後續將針對農田土壤及地下水的嘉磷塞進行調查評估。

三、 國外環境調查資料與評估

土壤調查資料

嘉磷塞目前廣泛登記於各國使用，本所收集國外文獻資料，摘要說明目前國外調查環境基質中嘉磷塞及其代謝物 AMPA 的殘留及評估情形。美國環境保護署(US EPA)設定飲用水中嘉磷塞最高污染物值⁷(MCL, maximum contaminant level)及最高污染物值目標⁸(MCLG, maximum contaminant level goal)皆為 0.7 mg/L。歐盟曾於 2017 年調查各成員國主要農業耕作地區土壤農藥殘留情形，共 317 個表土樣品中，嘉磷塞土壤檢出率為 21% (≥ 0.05 mg/kg)，最高濃度為 2 mg/kg。

⁶ ppb=0.001ppm

⁷ MCL:飲用水允許的最高污染物水準。主要最高污染物水準 (MCL) 在經濟和技術許可的情況下盡量接近最高污染物水準目標 (MCLG)

⁸ MCLG:飲用水污染物水準低於此目標則不存在已知或預期的健康風險。MCLG 由美國環境保護署 (USEPA) 制定

孫等人在中國湖南省（紅壤）、東北地區（黑土）和太湖（水稻田土）周圍地區採集土壤樣品，並從秦淮河（河流底泥）和秦湖（湖底泥）採集底泥樣品，結果顯示：所有土壤樣品皆檢出嘉磷塞，紅土中濃度為 0.15 mg/kg、黑土中濃度為 0.19 mg/kg、水稻田土中濃度為 0.11 mg/kg，而兩種底泥樣品皆未檢出嘉磷塞(LOQ 0.04 mg/kg)。

水體調查資料

Kjaer 等人於 1999– 2003 年在丹麥地下水監測，發現嘉磷塞及其代謝物 AMPA，地下水中殘留濃量皆 < 0.1 µg/L。但在 1988– 1989 年於荷蘭的地表水中檢出嘉磷塞 0.5–1 µg/L 及 AMPA 6 µg/L。美國地質調查局(USGS)於 2001-2006 年進行美國主要河流流域的地下水、地表水、土壤樣品中嘉磷塞及其代謝物(AMPA)殘留研究。在 873 個地下水樣品中嘉磷塞檢出率 7.79% (濃度範圍 0.02-4.7 µg/L)，AMPA 檢出率 15.2% (濃度範圍 0.02-2.6 µg/L)；在 1,262 個地表水樣品中嘉磷塞檢出率 18.7% (濃度範圍 0.02-427 µg/L)，AMPA 檢出率 57.4% (濃度範圍 0.02-41 µg/L)；在 193 個土壤樣品中嘉磷塞檢出率 61.7% (濃度範圍 0.001-0.476 mg/kg)，AMPA 檢出率 79.8% (濃度範圍 0.001-0.956 mg/kg)。

András Székács 等人收集歐洲、美國、亞洲、澳洲等地嘉磷塞和 AMPA 在地下水和地表水的環境監測資料，顯示嘉磷塞和代謝物 AMPA 在水體中殘留濃度範圍在北美地區為 0.02-5,200 µg/L 和 0.1-400 µg/L；南美地區為 0.2-700 µg/L 和 0.1-5,865 µg/L；亞洲(馬來西亞) 為 ND-6.23 µg/L 及 0.34-3.76 µg/L；歐洲地區為 0.01-386.9 µg/L 和 0.01-47µg/L，而澳洲之嘉磷塞最高濃度為 380 µg/L (詳如附表一)。

對土壤微生物影響

根據 PPDB 的資料，當田間施用嘉磷塞 18 kg/ha 時，對土壤呼吸作用與氮轉換作用無顯著影響，不會對土壤微生物造成影響。雖有研究指出施用嘉磷塞可能對叢枝菌根菌(arbuscular mycorrhizal fungi)和固氮根瘤菌(nitrogen fixing Rhizobium spp.)等利於植物生長的土壤微生物產生負面影響，但大部分研究指出依推薦方式使用嘉磷塞，對土壤微生物造成的影響可在短時間恢復 (Van Bruggen 等人 2018)。

四、 結論：

根據我國 2016-2017 年執行台灣地區河川水及底泥樣品調查資料及 2019 年自來水及農業灌溉水樣品的調查結果顯示，大部分河川水水體及底泥樣品均檢出嘉磷塞及其代謝物 AMPA，檢出濃度分別為 0.026-1.37 $\mu\text{g/L}$ 及 0.06-1.57 $\mu\text{g/L}$ ，與國外調查資料接近或是較國外監測值低；而自來水及農業灌溉水樣品中嘉磷塞及 AMPA 的檢出率皆低於分析方法的定量極限 0.1 $\mu\text{g/L}$ ，也遠低於美國環境保護署所訂定飲用水中嘉磷塞最大 MCL 及 MCLG (0.7 mg/L)。此外，依據國外地下水資料及嘉磷塞具有高土壤有機碳吸附係數評估，嘉磷塞進入地下水的風險低，而在我國初步實際檢測地下水樣品，尚未檢出有嘉磷塞及其代謝物殘留，本國地下水受嘉磷塞污染的風險低。根據 2019 年少量農田土壤樣品的嘉磷塞及其代謝物調查結果與國外土壤調查結果相近，將持續追蹤不同縣市地區農田土壤的嘉磷塞含量變化情形。

五、 參考文獻

- 1 農藥評價書グリホサート，2016 年7 月，日本食品安全委員會。
- 2 顏瑞泓、廖柏宥、熊禹昕、賴柏羽、譚長恩。農藥應用及管理影響南部農業區域河川農藥殘留趨勢之評估。106 年農科-9.6.1-檢-B1 (1)。
- 3 Pesticide Properties Data Base(PPDB). www.eu-footprint.org.
- 4 Silva V., L. Montanarelle, A. Joned, O. Fernández-Ugalde, H.G.J. Mol, C.J. Ritsema, V. Geissen. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. 2018. *Sci. Total Environ.* 621:1352-1359.
- 5 Kjaer J et al. (2004) The Danish pesticide leaching assessment programme: monitoring results 1999– 2003. Copenhagen, Geological Survey of Denmark and Greenland
- 6 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables. 2018. USEPA.
- 7 Lisi Sun, *et al.* Determination of glyphosate in soil/sludge by high performance liquid chromatography. 2017. *J. Chromatogr. A.* 1502:8-13.
- 8 András Székács and Béla Darvas. Re-registration Challenges of Glyphosate in the European Union. 2018. *Front. Environ. Sci.* 6:78

- 9 Van Bruggen A.H.C., He M.M., Shin K., Mai V., Jeong K.C., Finckh M.R., Morris J.G. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. 2018. *Sci. Total Environ.* 616-617 , pp. 255-268.

附表一

TABLE 3 | Glyphosate residues found in surface and ground water in selected environmental monitoring studies.

Location	Residue level found ($\mu\text{g/l}$)	Comment	Year	References
NORTH AMERICA				
USA (North Appalache)	up to 5200	Leaching from agricultural areas to watersheds, influenced by application rates and time of run-off event after application	1973–1975	Edwards et al., 1980
Canada (British Columbia)	3.2–162	Leaching from agricultural areas, primarily associated with bottom sediments	1987	Fang et al., 1990
Canada (British Columbia)	0.15–1.8	25–75 m Leaching after silvicultural applications	1987	Payne et al., 1990; Payne, 1992
USA (Washington DC, Maryland, Missouri, Wyoming)	Glyphosate: up to 8.7 (in 35–40% of samples) AMPA: up to 3.6 (in 53–83% of samples)	Residue level in surface water depended on pre- and post-emergence applications	2002	Battaglin et al., 2005
USA (Arizona, Colorado, Georgia, Iowa, Kansas, Minnesota, Nevada, New Jersey, New York, South Dakota)	Glyphosate: 0.1–2.2 (in 17.5% of samples) AMPA: 0.1–3.9 (in 67.5% of samples)	US Geological Survey, stream samples collected upstream and downstream of waste water treatment plants	2002	Kolpin et al., 2006
USA	up to 887	Run-off events in 7 small watersheds sampled for run-off from agricultural fields of maize or soybean with different tillage practices; increased glyphosate run-off associated with conservation tillage (no-till)	2002–2004	Shipitalo and Owens, 2011
Canada (Southern Ontario)	Glyphosate: 1.2–40.8 (in 21% of samples) AMPA: 0–48.4	Through binding to soil particles, glyphosate is likely to enter surface waters sorbed onto water-borne particles during run-off events	2004–2005	Struger et al., 2008
Canada (Pacific, Prairie, Ontario, Quebec, Atlantic)	Glyphosate: up to 11.8 AMPA: up to 2	glyphosate and AMPA occurred as frequent contaminants in urban rivers across Canada, mainly in Prairie Province, with concentrations greater after rainfall events	2004, 2007	Glozier et al., 2012
USA (Washington, DC, Maryland, Iowa, Wyoming)	Glyphosate: 0.1–328 AMPA: 3.0–15	Leaching into vernal pools and adjacent flowing waters in protected areas from agricultural areas or from control of nonindigenous plants	2005–2006	Battaglin et al., 2009
USA (Mississippi, Iowa, Indiana)	Glyphosate: 0.02–430 AMPA: 0–400	Common contaminants in basin rivers, levels dependent on application (source strength), rainfall run-off and flow route	2007–2008	Coupe et al., 2012
USA (34 States and the District of Columbia)	Glyphosate: 0–476 (in 39.4% of samples) AMPA: 0–397 (in 55% of samples)	US Geological Survey, found as common contaminants in streams, groundwater, ditches and drains, large rivers, ground water, lakes, ponds wetlands, precipitation, soil and sediment and waste water treatment plant effluents	2001–2010	Battaglin et al., 2014
Canada (Ontario)	Glyphosate: up to 0.66 (in 10.5% of samples) AMPA: up to 0.70 (in 5.0% of samples)	Residues found persistent enough to allow groundwater to store and transmit glyphosate residues to surface waters, also supported by atmospheric transport occurrence in precipitation	2010–2011, 2013	Van Stempvoort et al., 2016
USA (South Dakota, Nebraska, Kansas, Minnesota, Iowa, Missouri, Wisconsin, Illinois, Michigan, Indiana, Ohio, Kentucky)	up to 27.8 (median 1.68)	US Geological Survey, 100 streams in the Midwestern US, median AMPA/glyphosate ratio at agricultural sites 3.31, residue occurrence differing by land use	2013	Mahler et al., 2017
USA (New York State)	up to 90	Rainfall-triggered occurrence in the outflow of agricultural fields (run-off and shallow drainage) right after controlled spray applications of glyphosate	2015–2017	Richards et al., 2018
Mexico	up to 36.7	Rain facilitates the mobility and leaching of glyphosate from agricultural fields to water bodies, but also reduces the final environmental concentration by dilution	2014	Ruiz-Toledo et al., 2014

(Continued)

TABLE 3 | Continued

Location	Residue level found (µg/l)	Comment	Year	References
Mexico (Yucatan Peninsula)	up to 1.4	Glyphosate found in 90% of groundwater samples evaluated	2016	Rendón-von Osten and Dzul-Caamal, 2017
Belize	0.22–1.7	Residues found in phytotelmic water at seven sites near Maya Mountain Protected Areas	2006–2007	Kaiser, 2011
SOUTH AMERICA				
Argentina (Buenos Aires Province)	100–700	Flow increased by rain caused the transport of the herbicide from the direct area of influence to downstream sites	2004	Peruzzo et al., 2008
Argentina (Buenos Aires Province)	Glyphosate: up to 298 AMPA: up to 235	Glyphosate and AMPA are present in the soil of the agricultural basin (35–1502 and 299–2256 µg/kg, respectively), and reach surface water via surface run-off of soil particles	2012	Aparicio et al., 2013
Argentina (Buenos Aires Province)	Glyphosate: up to 258 (in 69% of samples) AMPA: up to 5865 (in 69% of samples)	Surface stream, ground water sampled; the sampling site under urban-industrial land use had high concentrations in the spring (attributed to point pollution),	2010–2013	Caprile et al., 2017
Argentina (Formosa, Chaco, Santa Fé, Buenos Aires, Entre Rios Provinces)	Glyphosate: 0.2–1.8 (Galeguay River) up to 0.7 (in 15% of samples) (Paraná River) AMPA: 0.1–1.9 (Galeguay River) <0.3 (Paraná River)	Higher levels in the middle- and lower-course tributaries of Paraná River in accordance with the intensive agriculture in those regions; pollutant adsorption on suspended matter	2011–2012	Ronco et al., 2016
Argentina (Buenos Aires Province)	Glyphosate and AMPA: up to 0.5 (in 33 and 20% of samples, respectively) (Quequén Grande River)	Glyphosate and AMPA were registered in almost all matrices at different sampling times (pre- and post-application events).	2012–2013	Lupi et al., 2015
Argentina (Buenos Aires Province)	Glyphosate: up to 18.5 (in 78.9% of samples) AMPA: up to 47.5 (in 96.5% of samples)	Glyphosate and AMPA predominated in surface water and sediment samples in the El Crespo stream	2014–2015	Pérez et al., 2017
Argentina (Buenos Aires Province)	Glyphosate: up to 4.5 (in >40% of samples) AMPA: up to 0.9	In shallow lakes in the Pampa region	2015	Castro Berman et al., 2018
Brazil (Rio de Janeiro region)	Glyphosate: 2.6–10.1, AMPA < 0.1 (LOD) in surface water glyphosate < 0.35 (LOD), AMPA < 0.1 (LOD) in ground water	Surface and ground water used for irrigation from the region of Rio de Janeiro tested	2017	Pinto et al., 2018
ASIA				
Malaysia	Glyphosate: 0–6.23 AMPA: 0.34–3.76	Higher glyphosate and AMPA concentrations detected in surface water near oil palm plantation area	2011–2012	Mardiana-Jansar and Ismail, 2014
AUSTRALIA				
Australia (Western Australia)	380	Glyphosate is by far the most widely used pesticide in Australia; it is considered as a pesticide active ingredient with intermediate persistence; the use of Roundup Ready® crops may result in substitution of low volumes of sulfonyl urea and other herbicides with high volumes of Glyphosate	1995	Australian Academy of Technological Sciences, and Engineering, 2002
Australia (Queensland)	up to 54	Substantial off-site herbicide movement from irrigated sugarcane farms	2005–2010	Davis et al., 2013
EUROPE				
Germany (Northern Rhine-Vestphalia, Ruhr)	Glyphosate: 0–0.59 AMPA: 0–0.07	Glyphosate occurred in surface water due to weed control application in rail tracks as one of the main sources	1995–1996	Skark et al., 1998

(Continued)

TABLE 3 | Continued

Location	Residue level found ($\mu\text{g/l}$)	Comment	Year	References
Mediterranean region	–	Not commonly detected	1997	Barceló and Hennion, 1997
UK (East Midlands)	50–650	Rainfall intensity after herbicide application may increase total herbicide concentrations discharging from the treated area	1997	Ramwell et al., 2002
Norway	Glyphosate: 0.01–0.93 AMPA: 0.01–0.2	12 stream and river locations sampled, 86% of 49 samples analyzed found contaminated	1995–1999	Ludvigsen and Lode, 2001
Norway	–	6 small catchment areas sampled, 91% of 57 samples analyzed contaminated	1996–2000	Ludvigsen and Lode, 2002
Denmark	Glyphosate: 0.54–4.7 or 0.01–0.03 AMPA: 0.17–0.73 or 0.05–0.15	Glyphosate and AMPA can leach from agricultural fields through structured soils posing a potential risk to the aquatic environment	2000–2002	Kjaer et al., 2005
France (Burgundy)	Glyphosate: up to 17 AMPA: 0.2–9.4	Glyphosate, and to a greater extent, AMPA, leach through the soils; thus, both may be potential contaminants of groundwater	2001–2002	Landry et al., 2005
France	Glyphosate: up to 90 AMPA: up to 3.6	Glyphosate detected in 99.7% of 303 surface water samples	2003–2006	Coupe et al., 2012
Switzerland	Glyphosate: up to 28 (93% occurrence in river water) AMPA: up to 8.8 (95% occurrence in river water)	Monitored in groundwater, in rivers and streams, and in waste water treatment plants effluents	2006–2013	Poiger et al., 2017
France	Glyphosate: 0.2–1.0 AMPA: 0.2–0.6	Peak glyphosate contamination due to urban run-off	2007–2008	Botta et al., 2009
Spain (Valencian Mediterranean region)	0.10–0.85	92% of 13 surface and ground water samples were found contaminated with glyphosate	2005	Ibáñez et al., 2006
Austria	Glyphosate: up to 0.67 (0.5–2.0 in waste water treatment plant effluents) AMPA: up to 2.8 (4–14 in waste water treatment plant effluents)	Elimination of glyphosate and AMPA from waste water at the present concentration levels is not straightforward	2008	Popp et al., 2008
Spain	0.1–2.6	47% of 139 ground water samples were found contaminated with glyphosate	2007–2010	Sanchis et al., 2012
UK (York)	Glyphosate: up to 9.0 AMPA: up to 1.2	Mitigation against glyphosate inputs to surface waters are targeted at the appropriate source of emission	2009	Ramwell et al., 2014
France (Maine-et-Loire)	Glyphosate: up to 386.9 AMPA: up to 47	Maximum concentrations in 20 rainfall-run-off events in this vineyard catchment area were over one order of magnitude higher than those reported in French vineyards	2009–2012	Lefrancq et al., 2017
Switzerland	Glyphosate: 0.05–4.2 AMPA: 0.04–1.1	The occurrence of glyphosate in surface waters could not be explained by agricultural use only; more than half of the load during selected rain events originated from urban areas via drainage and effluents from waste water treatment plants	2010	Hanke et al., 2010
Switzerland	Glyphosate: up to 12 AMPA: up to 6.5	Moisture increases downhill transport of glyphosate and AMPA by surface run-off, in a dissolved state or bound to small colloids	2010–2011	Daouk et al., 2013

(Continued)

TABLE 3 | Continued

Location	Residue level found ($\mu\text{g/l}$)	Comment	Year	References
Hungary	0.04–0.98	50% of 42 surface water samples were found contaminated with glyphosate at significant concentrations after a rainy period	2010–2011	Mörtl et al., 2013
Hungary	0.13–0.46	Varying leaching or run-off of glyphosate to surface water	2012	Székács et al., 2015
France (Auvergne-Rhône-Alpes, Provence-Alpes-Côte d'Azur)	Glyphosate: 0.05–0.81 AMPA: 0–05–0.09	Quantified in the low $\mu\text{g/l}$ range in Rhône River and its tributaries	2013	Slomberg et al., 2017
Switzerland	Glyphosate: 0.15 (up to 1.43 in tributaries, 0.018–0.35 in waste water treatment plant effluents) AMPA: 0.13 (0.024–0.42 in tributaries, up to 1.7 in waste water treatment plant effluents)	Seasonal occurrence in Lake Greifensee in July (below concentrations in the two main tributaries) and rapid dissipation of glyphosate, but not AMPA	2013	Huntscha et al., 2018
Hungary	–	Slowreed dissipation of glyphosate in formulation and in the presence of algal biofilms	2017	Zhong et al., 2018
Italy (Lombardy Region)	up to 96	Sampling intensity increased due to more concern about glyphosate residues during 2012–2014 than previously, 2008–2011	2008–2014	Di Guardo and Finizio, 2018