

常用氨基甲酸鹽類農藥對水生生物風險評估

孫斐*

臺中縣霧峰鄉 行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所

(接受日期：中華民國 95 年 4 月 26 日)

摘 要

孫斐* 2006 常用氨基甲酸鹽類農藥對水生生物風險評估 植保會刊 48 : 153 – 162

本研究的目的是在評估植物保護手冊上記載、國內水域作物上推薦使用的 9 種氨基甲酸鹽類農藥：免扶克(benfuracarb)、免賴得(benomyl)、殺丹(benthiocarb)、加保利(carbaryl)、加保扶(carbofuran)、丁基加保扶(carbosulfan)、丁基滅必蝨(fenobucarb)、滅必蝨(isoprocarb)及毆殺滅(oxamyl)對水生生物的安全性。9 種藥劑共以 13 種成份含量及劑型的方式被推薦使用。以魚類及甲殼類為指標生物的毒性試驗評估結果顯示，13 種成品藥劑及 9 種原體藥劑中，僅推廣用於水稻育苗箱的毆殺滅 24% SL (溶液)對水生生物具中等毒性、在推薦用量下對水生生物安全。另參考美國環境保護署 (Environmental Protection Agency, EPA)以危險商數(risk quotient, RQ)評估各藥劑對兩類水生生物的潛在急毒性風險，結果亦僅有毆殺滅 24% SL 對兩類供試水生生物的急毒性風險較低，其餘藥劑多屬於對兩類供試水生生物急毒性風險高的藥劑。

(關鍵詞：氨基甲酸鹽類農藥、水生生物毒性、魚、水蚤)

緒 言

氨基甲酸鹽類農藥為農業上使用的主流藥劑之一，與有機氯類農藥相較，在環境上一般被視為非長效性的藥劑。早期的研究顯示，這類農藥在水中容易光分解，但近年有許多報告指出，水生生物會受到這類藥劑的影響，在有關化學安全的國際計畫 (International Programme on Chemical Safety, IPCS)中，近年已列為應被討論的藥劑之一

(18)。氨基甲酸鹽類藥劑在農業上主要做為殺蟲劑、殺菌劑、除草劑、殺線蟲劑及發芽抑制劑等；在工業上亦被施用於家用產品，在環境衛生防護上亦深具潛力。過去 40 年間，含氨基甲酸鹽類的化學物質大量問世，目前已有超過 50 種以上的產品，例如知名的加保利(carbaryl)及免賴得(benomyl)即屬此類(18)。與有機磷類藥劑相同，這類藥劑主要作用於生物體內的乙醯膽鹼脂酶 (acetylcholinesterase)，干擾神經的傳導(8, 11,

* 通訊作者。E-mail: sunfeei@tactri.gov.tw

14)。

有報告認為氨基甲酸鹽類藥劑在水域中很不穩定，應不會持久(persist)存在於水域中。但以加保扶(carbofuran)為例，在土壤中的半生期只有 1-2 天，應該不會污染水體⁽²⁴⁾，但事實上，由於世界各地均將加保扶廣泛地應用於農林業害蟲、線蟲及蟎類的防治，導致不論空氣、食物、地表水及地下水中均有被加保扶及其代謝產物污染的記錄^(12, 13, 16, 22, 30)。另有報告指出，在有古比魚(*Poecilia reticulata*)和斑馬魚(*Brachydanio rerio*)存在時，水中加保扶的消失，並不是受時間的影響⁽¹⁵⁾。根據日本 1993 至 1994 年間湖水中農藥殘留監測結果顯示，湖水中含有氨基甲酸鹽類藥劑殺丹(benthiocarb)的存在⁽²⁵⁾，而殺丹在羅漢魚(*Pseudorasbora parva*)體內的 BCF 值更可達 170⁽²¹⁾。亦有報告指出，丁基滅必蝨(fenobucarb)及滅克蝨(XMC)在水中的代謝時間長達 30 天以上，而低於致死濃度的丁基滅必蝨會導致羅漢魚的中樞神經系統受損⁽²⁰⁾。長期暴露於低於致死劑量之加保扶中的魚類，體內的生化功能會發生改變^(9, 26)。金魚(goldfish)暴露在含加保扶的水中，魚體神經系統受到刺激後呈現突然快速游動的不安現象⁽²⁵⁾，而雄性鮭魚(*Atlantic salmon*)暴露在加保扶中後，對雌性鮭魚所釋放的費洛蒙之敏感性受到影響，間接降低族群的繁殖能力^(19, 31)。

近年來有學者提出，農藥的環境毒理評估應該針對各國的地理環境等因素進行，並以地圖標示之，彌補管理策略一致性的缺失⁽¹⁷⁾。本文即為國內常用藥劑對水生生物毒性評估系列研究之一⁽⁵⁾，評估對象為氨基甲酸鹽類農藥，藉著藥劑對指標生物的急毒性及參考國外農藥對水生生物安全評估模式，評估國內目前水域作物上推薦使用的氨基甲酸鹽類農藥對水生生物的安全，以瞭解這類農藥的使用，對國內生態環境的衝擊。

材料與方法

參考孫等(2002)的方法⁽⁵⁾，概述如后：

國內氨基甲酸鹽類藥劑農業上使用情形調查及水域中存在量的預估

將不同劑型藥劑依植物保護手冊推薦使用作物⁽⁶⁾，區分為水域(包括水田、河床地及水源保護區)及非水域用藥⁽²⁾，後綜合各藥劑在水域作物中最高推薦使用量，預估該藥劑劑型在水域中的量，即環境中可能存在的量(Estimated environmental concentration, EEC)，計算方式如下：

EEC (mg/l) =

$$\frac{\text{最大施用量(kg)} \times 1000 \text{ g/kg} \times 1000 \text{ mg/g}}{\text{水深(cm)} \times \text{每公頃面積(cm}^2\text{)} \times 0.001 \text{ l/ml}}$$

各成品藥劑密度以 1 計；水稻田水位以 3 cm 計⁽⁶⁾。

試驗步驟

供試生物暴露在不同濃度之測試液中，甲殼類(Crustacean)經 48 小時、魚類經 96 小時。各試驗之詳細步驟均分別符合國際公認之試驗規範(甲殼類^(3, 23, 28)、魚^(3, 7, 23))。以各處理濃度所獲得之不活動/死亡結果求出導致供試生物半數不活動(50% effect concentration, EC₅₀)或半數死亡(50% lethal concentration, LC₅₀)值。

數據選擇標準

數據資料除了本實驗室自行完成者外，並包括摘錄自國內或國外農藥廠商在申請農藥登記時提出之已發表或未發表報告書的資料，這些報告書，已為國內或國外負責農藥登記資料審查之學者專家所接受，且該報告書的試驗規範，是至少符合前述試驗規範之一者。

毒性分類標準

參考行政院農業委員會民國 83 年 10 月修正公佈之「農藥對水生生物毒性分類及管理之規定」，將符合上述標準之農藥分為對水生生物具劇毒性、中等毒性、輕毒性或低毒性四大類⁽²⁾。

毒性比值(Toxicity ratio)的計算

Toxicity ratio = 成品對水蚤或魚的毒性 / 原體對水蚤或魚的毒性

風險商數(Risk Quotients, RQ)的計算⁽²⁹⁾

$$RQ = EEC/LC_{50} \text{ 或 } EC_{50}$$

結 果

依植物保護手冊記載，推薦用於水域作物上的氨基甲酸鹽類藥劑，共包括 17 種主成份，38 種不同劑型含量的成品，主要用於水稻蟲害、病害及雜草的防治⁽⁶⁾。但根據台灣區農藥工業同業公會的統計，目前國內常使用的氨基甲酸鹽類藥劑，主要有 9 種主成

份、共包括 13 種不同含量及劑型的成品藥劑⁽¹⁾。各藥劑依植物保護手冊所推薦使用的情形，列如表一。其中僅殺丹(benthiocarb) 10% GR (粒劑) 及 50% EC (乳劑)用於防除水稻田雜草，其餘藥劑則用於防治病害及蟲害，而毆殺滅(oxamyl) 24% SL(溶液)則僅推薦用於稻種消毒或水稻育苗箱上。各類劑型中，因粒劑的主成份含量較低，故在水域中的推薦用量最大，最高可達 40 kg/ha，如免扶克(benfuracarb) 5% GR 及殺丹 10% GR 田間推薦用量均為 40 kg/ha (主成份含量分別為 2 kg/ha 及 4 kg/ha)。

13 種成品藥劑及 9 種主成份對代表性水生生物毒性的比較，如表二。其中以水蚤(water flea)為淡水無脊椎動物的代表，以魚類(歐洲經濟合作開發組織所推薦的魚種)為水生脊椎動物的代表⁽²³⁾。由表二知，主成份含量相同的藥劑，對同類水生生物的毒性值也有差異，例如免賴得(benomyl)原體(TC)，對水蚤的毒性(toxicity)範圍在 0.29-2.8 mg/l、毒性值相差 10 倍，對魚類的毒性範圍在 0.013-3.8 mg/l、毒性值相差 292 倍。

表一、十三種不同劑型氨基甲酸鹽類農藥在國內水稻田推薦使用情形

Table 1. Recommended use of 13 different formulations of carbamate pesticides in paddy rice in Taiwan according to the Plant Protection Manual (2000)

| Pesticides | Active ingredient (%) | Formulation | Max. used in aquatic region (kg or liter/ha) | Prevent target |
|-------------|-----------------------|-------------|--|----------------|
| Benfuracarb | 5 | GR | 40 | Pest |
| | 20 | EC | 2.4 | Pest |
| Benomyl | 50 | WP | 0.8 | Disease |
| Benthiocarb | 10 | GR | 40 | Weeds |
| | 50 | EC | 10 | Weeds |
| Carbaryl | 50 | WP | 2.4 | Pest |
| | 85 | WP | 0.7 | Pest |
| Carbofuran | 40.64 | SC | 1.5 | Pest |
| Carbosulfan | 40 | WP | 1.5, 1 | Pest |
| | 48.34 | EC | 1.5 | Pest |
| Fenobucarb | 50 | EC | 1.2 | Pest |
| Isoprocarb | 20 | EC | 1.5 | Pest |
| Oxamyl | 24 | SL | (seed dip) | Disease |

表二、九種氨基甲酸鹽類農藥不同劑型對水生生物的急毒性

Table 2. Acute toxicity of carbamate pesticides for aquatic organisms

| Pesticides | Active ingredient (%) & formulation | Toxicity (mg a.i./l) ^{1, 2)} | | | | Toxicity ratio ³⁾ | | | |
|-------------|-------------------------------------|---------------------------------------|-------|---------------------------------|------|------------------------------|------|------|------|
| | | Water flea (48 hr, EC ₅₀) | | Fish (96 hr, LC ₅₀) | | Water flea | | Fish | |
| | | Low | High | Low | High | Low | High | Low | High |
| Benfuracarb | 5 GR | 0.012 | | 1.7 | | 0.26 | | 4.5 | |
| | 20 EC | 0.022 | | 0.21 | | 0.47 | | 0.57 | |
| | 90 TC | 0.047 | | 0.37 | | | | | |
| Benomyl | 50 WP | 0.068 | | 0.092 | 3.7 | 0.24 | 0.02 | 0.02 | 282 |
| | 95-99 TC | 0.29 | 2.8 | 0.013 | 3.8 | | | | |
| Benthiocarb | 10 GR | 0.46 | | 0.56 | 1.5 | 4.6 | | 0.85 | |
| | 50 EC | 0.51 | | 0.22 | | 5.0 | | 0.33 | |
| | 94.4-95.5 TC | 0.101 | | 0.66 | 2.5 | | | | |
| Carbaryl | 50 WP | 0.093 | | 6.4 | | 8.5 | 17 | 0.45 | 18 |
| | 85 WP | 0.18 | | 11 | | 16 | 32 | 0.75 | 30 |
| | 99.5-99.9 TC | 0.0056 | 0.011 | 0.35 | 14 | | | | |
| Carbofuran | 40.64 SC | 0.025 | | 1.2 | | 0 | 0.86 | 0.84 | 36 |
| | 96.1-99 TC | 0.029 | 32 | 0.033 | 1.4 | | | | |
| Carbosulfan | 40 WP | 0.0009 | | 57 | | 0.35 | | 10 | |
| | 48.34 EC | 0.0031 | | 2.3 | | 1.19 | | 0.40 | |
| | 97 TC | 0.0026 | | 5.7 | | | | | |
| Fenobucarb | 50 EC | 0.0002 | | 24 | | 0.005 | | 17 | |
| | 95 TC | 0.040 | | 1.5 | | | | | |
| Isoprocarb | 20 EC | 0.39 | | 4.2 | | > 3900 | | 0.14 | |
| | 95 TC | <0.0001 | | 31 | | | | | |
| Oxamyl | 2 SL | 0.49 | 5.6 | 3.7 | 14 | 0.09 | 13 | 0.1 | 5.2 |
| | 90-97.1 TC | 0.42 | 5.7 | 2.6 | 28 | | | | |

¹⁾ The data are summarized from aquatic organisms toxicity database of TACTRI, which was set up in 1981. All test method, followed the guideline of USEPA/OECD.

²⁾ The test species of water flea all belong to the family of Daphnidae. The test species of fish were *Brachydanio rerio*, *Pimephales promelas*, *Cyprinus carpio*, *Oryzias latipes*, *Poecilia reticulata*, *Lepomis macrochirus* and *Salmo gairdneri*.

³⁾ Toxicity ratio = Toxicity of formulation to water flea/fish / Toxicity of technical grade to water flea/fish

比較各藥劑不同劑型與原體藥劑對水生生物的毒性變化(toxicity ratio)，以免扶克為例，90% 原體導致水蚤半數不活動濃度(EC₅₀)為 0.047 mg/l，但 5% 粒劑對水蚤的 EC₅₀ 值為 0.012 mg/l，毒性值是原體的 0.26 倍，成品對水蚤的毒性較原體增加了 3.9 倍；但是對魚的毒性，則成品(LC₅₀ = 1.7 mg/l)較原體(LC₅₀ = 0.37 mg/l)降低 4.5 倍；但殺丹則相反，成品(10% GR 及 50% EC)對水蚤的毒性(EC₅₀ = 0.46 及 0.51 mg/l)較原體(94.4%-95.5% TC) (EC₅₀ = 0.101 mg/l)低了 4.6 - 5.0 倍，對魚類的毒性值較原體高了 0.33 - 0.85 倍。有些藥劑的某種劑型對魚類的毒性僅為原體的 0.02 倍(如免賴得 50% WP (可濕性粉劑))、但另一種劑型(1% WP)對魚類的毒性則為原體的 282 倍。

參考行政院農業委員會公告之「農藥對水生生物毒性分類及其審核管理規定」⁽²⁾，將 22 種氨基甲酸鹽類藥劑依對水生生物毒性加以分類，如表三，知即使是以對藥劑感受性最低的生物(即毒性值最大者)做為毒性分類指標生物，原體藥劑中僅有 3 個(包括免賴得、加保扶及毆殺滅)、成品藥劑僅有 1 個(即毆殺滅 24% SL)在毒性分類上屬對水生生物具中等毒性(toxicity criteria = II)的藥劑，其餘各藥劑依現行毒性分類標準觀之，對水生生物均屬具劇毒性(toxicity criteria = I)的藥劑。在田間實際推廣使用時，這些對水生生物具劇毒性的原體藥劑必須應進一步考慮其成品對水生生物的毒性，以了解製劑過程對毒性的影響^(4, 5)。對已知具劇毒性的成品藥劑，依植物保護手冊針對各防治對象推薦使用情形，預估該藥劑在水域中最大可能存在的量(Estimated environmental concentration, EEC)，進而評估這些農藥目前在水稻田/水域中推薦用量下對水生生物的風險(risk assessment)。由表三，只有毆殺滅 24% SL 因僅推薦用在水稻育苗中並無污染水源之慮，故對水生生物是安全的(risk assessment = S)，其餘 12 個成品藥劑，就對水生生物的

急性毒性而言，即使是在目前推薦的用量下，對水生生物亦不安全，應進一步考慮藥劑在水域中的代謝情形。

參考有機磷類藥劑對水生生物毒性評估方式⁽⁵⁾，計算 13 種氨基甲酸鹽類藥劑在國內最大推薦用量下，對部份魚種及甲殼類(屬 *Daphnia* 科)的風險商數(risk quotient, RQ)，並比照美國 EPA 所訂定的分類等級，加以分類(如圖一說明)，其中等級愈低者，表示藥劑在推薦用量下對該類水生生物具較低急毒性風險。由圖一知，13 種藥劑中僅毆殺滅 24% SL 在目前推薦用量下對供試生物具低急毒性風險。

討 論

同一種生物因飼育過程的不同，造成對同一藥劑敏感性的差異，以及成品農藥因製劑過程的不同，對水生生物的毒性不同的問題，筆者前篇研究報告已指出⁽²⁷⁾，氨基甲酸鹽類藥劑對水生生物的毒性變化，亦受到相同因素的影響。而多數氨基甲酸鹽類藥劑對甲殼類生物的急毒性風險顯然高於對魚類的風險，此點與有機磷類藥劑相同⁽²²⁾，Tremolada (2004)的報告亦指出，水蚤對有機磷及氨基甲酸鹽類藥劑的敏感性較鱒魚(trout)為高⁽²⁷⁾。

前人研究指出，50%以上的氨基甲酸鹽類藥劑在環境中的轉換產物(transformation products)對水生環境的毒性風險，理論上會與原農藥(parent pesticide)相等或更高，但要有效地評估這些藥劑對水生生態系的風險，仍必須有實際的殘留監測數據⁽¹⁰⁾。本研究結果，雖然突顯出臺灣常用氨基甲酸鹽類藥劑在最大推薦用量下，大多數對水生生物具高的急毒性風險，但這些藥劑在環境中實際施用後轉換產物對水生生物的毒性、及實際殘留的量，則是其是否對水生生物造成衝擊的主要因素。

表三、各氨基甲酸鹽類藥劑對水生生物最低毒性及水稻田/水域中推薦用量對水生生物的風險評估

Table 3. Risk assessment of carbamate pesticides for aquatic organisms according to the recommended uses in aquatic areas

| Pesticides | Active ingredient (%) & Formulation | Toxicity (mg a.i./l) | | EEC ¹⁾ (mg a.i./l) | Toxicity criteria ²⁾ | Risk assessment ³⁾ |
|-------------|-------------------------------------|----------------------|------|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| | | Water flea | Fish | | | |
| Benfuracarb | 5 GR | 0.012 | 1.7 | 6.67 | I | D |
| | 20 EC | 0.022 | 0.21 | 1.28 | I | D |
| | 90 TC | 0.047 | 0.37 | | I | E-P |
| Benomyl | 50 WP | 0.068 | 3.7 | 1.07 | I | D |
| | 95-99 TC | 2.8 | 3.8 | | II | E-P |
| Benthiocarb | 10 GR | 0.46 | 1.5 | 10.67 | I | D |
| | 50 EC | 0.51 | 0.22 | 13.33 | I | D |
| | 94.4-95.5 TC | 0.10 | 2.5 | | I | E-P |
| Carbaryl | 50 WP | 0.093 | 6.4 | 3.2 | I | D |
| | 85 WP | 0.18 | 11 | 1.59 | I | D |
| | 99.5-99.9 TC | 0.011 | 14 | | I | E-P |
| Carbofuran | 40.64 SC | 0.025 | 1.2 | 1.63 | I | D |
| | 96.1-99 TC | 32 | 1.4 | | II | E-P |
| Carbosulfan | 40 WP | 0.0009 | 57 | 1.20, 1.07 | I | D |
| | 48.34 EC | 0.0031 | 2.3 | 1.93 | I | D |
| | 97 TC | 0.0026 | 5.7 | | I | E-P |
| Fenobucarb | 50 EC | 0.0002 | 24 | 1.6 | I | D |
| | 95 TC | 0.040 | 1.5 | | I | E-P |
| Isoprocarb | 20 EC | 0.39 | 4.2 | 0.8 | I | D |
| | 95 TC | < 0.0001 | 31 | | I | E-P |
| Oxamyl | 24 SL | 5.6 | 14 | no ⁴⁾ | II | S |
| | 90-97.1 TC | 5.7 | 27.5 | | II | E-P |

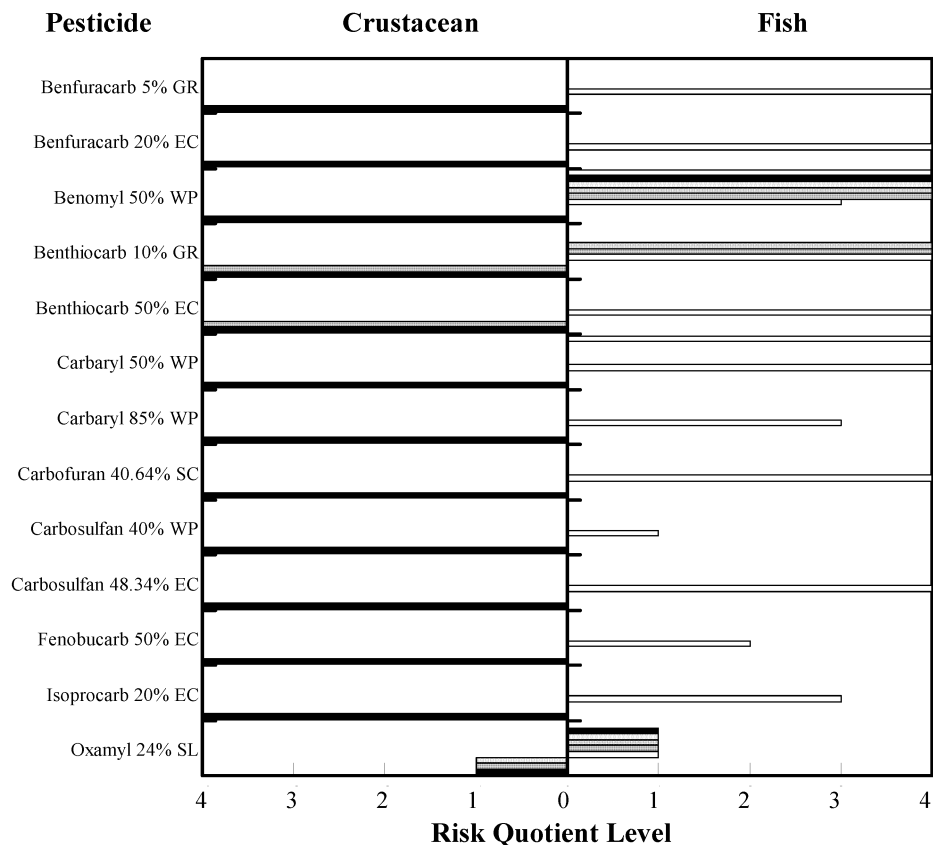
¹⁾ EEC = (maximum recommended conc. x 1000 g/kg x 1000 mg/g) / (3 cm of water deep x 100000 l/ha).

²⁾ Toxicity criteria:

| Toxicity classification | Acute toxicity to freshwater fish | | Acute toxicity to freshwater invertebrate | |
|-------------------------|-----------------------------------|--|---|--|
| | LC ₅₀ (96hr) | | EC ₅₀ (48hr) | |
| High toxicity I | ≤ 1 mg/l | | ≤ 1 mg/l | |
| Middle toxicity II | > 1 - ≤ 10 mg/l | | > 1 - ≤ 10 mg/l | |
| Light toxicity III | > 10 - ≤ 100 mg/l | | > 10 - ≤ 100 mg/l | |
| Low toxicity IV | > 100 mg/l | | > 100 mg/l | |

³⁾ Risk assessment: C: the toxicity data of end product to aquatic organisms are not required unless it is applied to aquatic region; D: potentially dangerous to aquatic organisms even under recommended used condition; E-P: the toxicity data of end product to aquatic organisms are required for further assessment; S: safe to aquatic organisms under recommended condition.

⁴⁾ For use in seed dip of rice only.



圖一、十三種氨基甲酸鹽類藥劑在最大推薦用量下對部份魚類及甲殼類的風險商數(risk quotient, RQ)等級。(等級 1: RQ 值<0.05; 等級 2: RQ 值介於 0.05 至 0.1 間; 等級 3: RQ 值介於 0.1 至 0.5 間; 等級 4: RQ 值>0.5)。

Fig. 1. Risk quotient (RQ) level of 13 carbamate pesticides for fish and crustacean under maximum applied concentration. RQ levels of 1, 2, 3 and 4 indicate that the RQ was <0.05, 0.05 – 1, 0.1 – 0.5 and >0.5, respectively.

引用文獻

1. 台灣區農藥工業同業公會。2003。農藥產銷統計。。
2. 行政院農業委員會 公告。83 年 10 月 12 日農糧字第 3020604 號函。。
3. 孫斐。1996。水生生物農藥毒性測試手冊。台灣省農業藥物毒物試驗所 殘毒管制系技術專刊 37pp.
4. 孫斐、翁愷慎、李國欽。1998。布芬淨及其混合劑對水生生物之毒性評估。植保會刊 40: 63-71。
5. 孫斐、翁愷慎、李國欽。2002。常用有機磷劑農藥對水生生物風險評估。植保會刊 44: 171-183。
6. 費雯綺、王喻其編輯。2004。植物保護手冊。行政院農業委員會農藥技術諮議委員會審定。行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所編印。835 頁。
7. ASTM. 1980. Standard practice for conducting acute toxicity tests with fishes,

- macroinvertebrates, and amphibians. ASTM Standard E. p.272-296.
8. Banerjee, J., Ghosh, P., Mitra, S., Ghosh, N., and Bhattacharya, S. 1991. Inhibition of human fetal brain acetylcholinesterase: Marker effect of neurotoxicity. *J. Toxicol. Environ. Health* 33: 283-290.
 9. Begum, G. 2004. Carbofuran insecticide induced biochemical alterations in liver and muscle tissues of the fish *Clarias batrachus* (Linn) and recovery response. *Aquatic Toxicol.* 66: 83-92.
 10. Belfroid, A. C., van Drunen, M., Beek, M. A., Schrap, S. M., van Gestel, C. A. M., and van Hattum, B. 1998. Relative risks of transformation products of pesticides for aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 222: 167-183.
 11. Bhattacharya, S. 2000. Signal transduction by xenobiotics in fish. *Indian J. Experim. Biology* 8: 753-761.
 12. Bocquenéa, G., and Francob, A. 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *Marine Pollu. Bull.* 51: 612-619.
 13. Bushway, R. J., Hurst, H. L., Perkins, L. B., Tian, L., Cabanillas, C. G., Young, B. E. S., Ferguson, B. S., and Jennings, J. S. 1992. Atrazine, alachlor, and carbofuran contamination of well water in central Maine. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49: 1-9.
 14. Dixon, M., and Webb, E. C. 1979. *Enzymes*. London, England: Longman Group Ltd. 129 pp.
 15. Gallo, D., Merendino, A., Keizer, J., and Vittozzi, L. 1995. *Poecilia reticulata* and zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Sci. Total Environ.* 171: 131-136.
 16. Hallberg, G. R. 1987. Agricultural chemicals in ground water: Extent and implications. *Am. J. Altern. Agric.* 2: 3-15.
 17. Herrchen, M., Klein, M., and Lepper, P. 1995. Thematic maps for regional ecotoxicological risk assessment: pesticides. *Sci. Total Environ.* 171: 281-287.
 18. IPCS. 2000. Environmental health criteria 64. Carbamate pesticides: a general introduction. Available from IPCS's World Wide Web site at <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc64.htm>. 09/21, 2000.
 19. Jarrard, H. E., Delaney, K. R., and Kennedy, C. J. 2004. Impacts of carbamate pesticides on olfactory neurophysiology and cholinesterase activity in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Aquatic Toxicol.* 69: 133-148.
 20. Kanazawa, J. 1975. *Pseudorashbora parva*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 346-352.
 21. Kanazawa, J. 1981. Measurement of the bioconcentration factors of pesticides by freshwater fish and their correlation with physicochemical properties of acute toxicities. *Pesti. Sci.* 12: 417-424.
 22. Kross, B. C., Vergara, A., and Raue, L. E. 1992. Toxicity assessment of atrazine, alachlor, and carbofuran and their respective environmental metabolites using microtox. *J. Toxicol. Environ. Health* 37: 149-159.
 23. OECD. 1984. Fish, acute toxicity test. Guideline 203, in OECD guidelines for testing of chemicals. Section 2: Effects on biotic systems 305D, OECD Publications Service: Paris.
 24. Revilla, E. 1996. Persistence and

- degradation of carbofuran in spanish soil suspensions. *Chemosphere* 32: 1585-1598.
25. Saglio, P., Trijasse, S., and Azam, D. 1996. Behavioral effects of waterborne carbofuran in goldfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 232-238.
26. Singh, R. K., and Sharma, B. 1998. *Clarias batrachus*. *Pesti. Sci.* 53: 285-290.
27. Tremolada, P., Finizio, A., Villa, S., Gaggi, C., and Vighi, M. 2004. Quantitative inter-specific chemical activity relationships of pesticides in the aquatic environment. *Aquatic Toxicol.* 67: 87-103.
28. U. S. Environmental Protection Agency. 1982. Hazard evaluation division, Standard evaluation procedure- acute toxicity for freshwater fish. U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service, Springfield, IL.
29. U. S. Environmental Protection Agency. 2006. Technical overview of ecological risk assessment. Last updated on Wednesday, April 19th, 2006. URL: http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_de rs/index.htm.
30. Waite, D. T., Grover, R., Westcott, N. D., Sommerstad, H., and Karr, L. 1992. Pesticides in ground water, surface water and spring runoff in a small Saskatchewan watershed. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 741-748.
31. Waring, C. P., and Moore, A. 1997. Sublethal effects of a carbamate pesticide on pheromonal mediated endocrine function in mature male Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. *Fish Physiol. Biochem.* 17: 203-211..

ABSTRACT

Sun, F.* 2006. Risk assessment of carbamate pesticides for aquatic organisms. Plant Prot. Bull. 48: 153-162. (Residue Control Division, Taiwan Agricultural Chemicals and Toxic Substances Research Institute, Wufeng, Taichung 41358, Taiwan (ROC))

The risks to aquatic organisms of 9 carbamate pesticides including benfuracarb, benomyl, benthocarb, carbaryl, carbofuran, carbosulfan, fenobucarb, isoprocarb and oxamyl, which have high utility in Taiwan, were assessed. Water fleas and fish were used as indicators to represent invertebrate and vertebrate aquatic organisms, respectively. Thirteen formulations of 9 active ingredients of carbamate pesticides were used in an aquarium environment according to the *Plant Protection Manual*. Based on the applied concentrations, there was only oxamyl 24% SL, which applied in seed dip of rice, had middle toxicity to aquatic organisms, and was safe for use in rice fields under the applied concentration. Potential risks to aquatic organisms presumed from the risk quotient (derived from the estimated environmental concentration and toxicity to organisms) according to the US EPA are also discussed. Among the 13 pesticides, only oxamyl with 24% SP had a low potential risk to aquatic organisms. There were also high potential acute toxicity risks to aquatic organisms from the use of the other pesticides in aquatic areas.

(Key words: carbamate pesticides, aquatic toxicity, fish, water fleas, risk assessment)

*Corresponding author. sunfee@tactri.gov.tw