

農薬CNPの生物モニタリングへのフガシティモデルの適用に関する研究

STUDY OF APPLICATION OF FUGACITY MODEL TO BIOMONITORING OF CHROLONITROPHEN

奥村 充司*

Mitsushi OKUMURA

ABSTRACT; In recent years, a large number of pesticides have been produced and discharged into the resources of water supply. The data on their bioconcentration and excretion by aquatic lives are useful for the evaluation of their safety to man and their contamination of fishes in lake, river and sea. Fugacity model is developed for calculating the concentration of pesticides in a simple generic foodchain. Pesticide uptake efficiency from water, excretion rate, and chemical assimilation efficiency are variable as a function of the octanol-water partition coefficient, K_{ow} . The model indicates the significance of the growth rate and variable efficiency of uptake in calculation of the bioaccumulation factor BAF under field condition. Food chain effects are not significant up to $\log K_{ow}$ of ~ 5 . For $\log K_{ow}$ of $5\sim 7$, calculated and observed field concentration factors in benthic organisms indicate significant elevations above calculated field BAF value.

The analysis was made by using the data at 30 stations in the river of Fukui Pref., for the purpose of supporting the monitoring by aquatic lives as indicator for contamination of CNP and the application of Fugacity Model to the monitoring results.

KEYWORDS: BIOCONCENTRATION, CNP, FUGACITY MODEL, BIOMONITORING

1. はじめに

平成6年3月、厚生省は、CNPと胆道癌との関係を疫学的に指摘した新潟大学山本正治教授の報告を受けて「予防措置を取る必要がある」として、環境庁に使用中止の措置を要請した。¹⁾ 農水省も各都道府県へのCNPの使用自粛を求める通達を行った。安全性に関する議論も発ガン性が疑われることの多い農薬類などの化学物質すべてについて論じることが困難なことで、リスクをどこまで低減しうるかが問題となる。この問題には、農薬の飲用による人体影響を予防するための水質管理が望まれると共に、一方では、環境における生態系に対する影響も深刻である。²⁾ このような微量農薬汚染のモニタリング手法としては、河川水中の濃度を経時的に追いかけることによって、時間積分値として負荷総量を求める方法がある。また、ある時間ある地点の底質の濃度を調べる方法もある。しかし、人間を含めた生物への長期間曝露による蓄積型リスクの影響を知るためのモニタリング手法としては不十分である。一方、魚介類による農薬モニタリングが実施されている。³⁾ その目的は、農薬の魚介類からの摂取によるリスク評価が主であるが、生物への影響という観点からはより望ましい方法である。今回の措置は水質、底質、魚介類がCNPによって汚染されており、河川等において自浄作用が期待できないという背景をふまえて、最終的には使用しないことがリスクを小さくする唯一の方法であるという考え方に基づいているといえる。そこで、このような使用自粛の措置が速やかに取られたのかを監視する目的で、昨年度までの成果⁴⁾をふまえて、河川における生物モニタリング調査を実施し、数学的モデルによる検証を行った。

2. Fugacity Model

*福井工業高等専門学校環境都市工学科, Department of Civil engineering, Fukui National College of Technology

一般に生物濃縮を意味する bioconcentration および biomagnification とは水中の農薬の呼吸による取り込みと食餌からの取り込みの両機構を区別した用語と解釈できる。⁶⁾ 他方、自然生態系においては両機構を考慮に入れる必要があり bioaccumulation が用いられる。この現象の数値的表現として、平衡状態における個体中濃度を水中濃度で除した生物濃縮係数 BCF がある。有機化合物のオクタノール/水分配係数 K_{ow} と魚介類の生物濃縮係数 BCF の間に相関があることが指摘されている。^{6) 7) 8) 9) 10) 11)} 一方、食物連鎖を考慮にいれた研究もある^{7) 12)} が、実験室内でこの現象を検討することは困難が多く、フィールド調査によって検証されるべきと考えられる。この際問題となるのは、水中濃度の評価手法であり、濃度変動の大きい水質を如何に統計的に処理し、代表水質を算定するかという課題がある。しかし、時として自然生態系では、採取した時点の生物体内の濃度は常に非平衡であり、いつ、いかなる水質を反映しているかの解釈も明らかでない。この点を解決するためには、詳細な水質調査を要するが、測定の困難さおよび精度の悪さがこの問題の解決を妨げている。したがって、複雑な生物濃縮の機構を解明し、意志決定の手段として使用する場合、数学的モデルによるのが最も良い方法であると判断する。水田からの農薬流出への数学モデルの適用については報告済みである。¹³⁾

2. 1 Fugacity と Fugacity capacity

大気、水、土壌、生物の各コンパートメントにおいて化学物質の濃度が非常に低い状態では化学平衡の理論で化学物質の分配が表現されるというのが本モデルの立場である。Mackay らは平衡状態が極めて短時間に成立し、それは熱力学的関係によって規定される、すなわち大気、水、土壌、生物の各相において fugacity が等しくなるとしている。⁵⁾ また、圧力に相当する fugacity と物質濃度の間に温度と比熱との間と同じ関係が成立すると仮定し、比熱に相当する fugacity capacity $Z[\text{mol}/\text{m}^3/\text{Pa}]$ を次式で定義している。

$$C = f \cdot Z \quad (1)$$

C: 物質濃度 $[\text{mol}/\text{m}^3]$, f: fugacity $[\text{Pa}]$, Z: fugacity capacity $[\text{mol}/\text{m}^3/\text{Pa}]$

また、Mackay らは大気、水系での fugacity capacity を次式で定義している⁵⁾。

$$Z_{\text{air}} = 1/RT \quad (2)$$

$$Z_{\text{water}} = 1/H \quad (3)$$

$$H = P/S \quad (4)$$

R: 気圧定数 $[\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}/\text{K}]$, T: 絶対温度 $[\text{K}]$, H: ヘンリー定数 $[\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}]$

P: 蒸気圧 $[\text{Pa}]$, S: 溶解度 $[\text{mol}/\text{m}^3]$

本モデルで、この関係を用いるにあたり、水、生物の農薬濃度をそれぞれ $C_w[\text{g-pest}/\text{m}^3]$, $C_b[\text{g-pest}/\text{g-lipid}]$ で表現すると

$$Z_a = M/RT \quad (5)$$

$$Z_w = M/H \quad (6)$$

M: 分子量 $[\text{g-pest}/\text{mol}]$ となる。いま、水生生物個体中濃度を C_b とする。

農薬の脂質 (生物体中) / 水分配係数 K_{bw} は

$$K_{bw} = \frac{\text{水1g中の量}[\text{g-pest}/\text{g-water}]}{\text{脂質1g中の量}[\text{g-pest}/\text{g-water}]} \quad (7)$$

と表すと、水生生物の fugacity capacity, Z_b は次式で計算される。

$$Z_b = M/(H10^6 \rho_w K_b) \quad (8)$$

2. 2 各機構のモデル化¹⁴⁾

農薬取り込みおよび排泄の機構を本研究で取り上げた水生昆虫 *Stenopsyche-griseipennis* について図-1 に示す。また、食物連鎖の各レベルを図-2 のように設定した。

(1) えらからの農薬の取り込みと排除

水生生物による農薬の水中からの取り込みおよび排泄は fugacity を用いた基礎式で記述すると次のようになる。ここで、生物濃縮係数は単位脂質を基準に考える。サフィックス i は食物連鎖の i レベルを表す。

$$10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} \frac{df_{b,i}}{dt} = 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} D_{v,i} (f_w - f_{b,i}) \quad (9)$$

ここで、 $V_{b,i}$: 水生生物体積 $[\text{m}^3]$, $\rho_{b,i}$: 水生生物脂質密度 $[\text{g-wet}/\text{cm}^3]$, ρ_b : 脂質含有

率 $[\text{g-lipid}/\text{g-wet}]$, $Z_{b,i}$: 水生生物の fugacity capacity $[\text{g-pest}/\text{g-lipid}/\text{Pa}]$,

$D_{v,i}$: 水生生物のえらを通しての農薬の移行係数 $[\text{g-pest}/\text{g-wet}/\text{Pa}/\text{day}]$, f_w : 水中の農薬の

fugacity $[\text{Pa}]$, $f_{b,i}$: 水生生物中の農薬の fugacity $[\text{Pa}]$

また、 $D_{v,i} = k_{u,i} Z_w$, $k_{u,i}$: 農薬取り込み活性 $[\text{m}^3/\text{day}/\text{g-wet}]$

(10)

である。

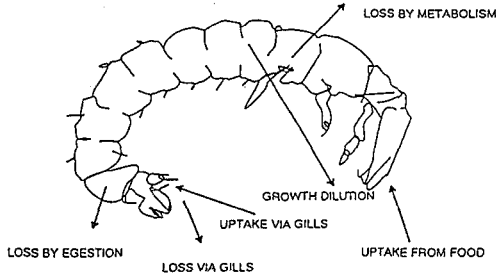


図-1 Stenopysche-griseipennisの農薬取り込み機

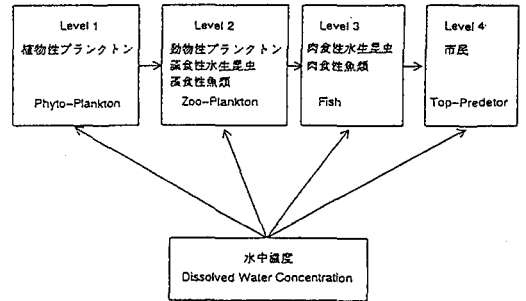


図-2 農薬の4段階食物連鎖モデル

(2) 内臓を通しての餌からの農薬の取り込みと排除

水生生物による農薬の内臓膜を通しての餌からの取り込みおよび排除排泄はfugacityを用いた基礎式で記述すると次のようになる。ここで、BMFは単位脂質を基準に考える。

$$10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b \frac{df_{b,i}}{dt} = 10^6 \rho_b E_0 D_A (f_{b,i-1} - f_{b,i}) \quad (11)$$

ここで、 $V_{b,i}$: 捕食者生物体積[m³], $\rho_{b,i}$: 捕食者生物脂質密度[g-wet/cm³], $Z_{b,i}$: 捕食者個体中の農薬の fugacity capacity [g-pest/g-lipid/Pa], D_A : 水生生物の腸膜を通しての農薬の移行係数 [g-pest/Pa/day], $f_{b,i}$: 捕食者個体中の農薬の fugacity [Pa], $f_{b,i-1}$: 被捕食者個体中の農薬の fugacity [Pa], E_0 : 比摂取係数 [m³/g-lipid], p_b : 脂質含有率 [g-lipid/g-wet]

ここで、 $E_0 D_A = \alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} Z_{b,i-1}$

$\alpha_{i,i-1}$: 農薬の同化率 [g-absorbed/g-ingest],

$C_{i,i-1}$: 日食餌量 [g-wet-prey/g-wet/predator/day] となる。

(3) 成長による希釈

$$10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b \frac{df_{b,i}}{dt} = -10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b G f_{b,i} \quad (13)$$

G : 成長速度 [1/day]

(4) 個体内における代謝分解による排除

$$10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b \frac{df_{b,i}}{dt} = -10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b K_m f_{b,i} \quad (14)$$

K_m : 代謝速度 [1/day]

2.3 Fugacity modelの構築

以上の機構を統合して、自然生態系における水生生物への農薬の生物濃縮モデル (bioaccumulation model) を fugacity を用いたモデルで表記する。

$$10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b \frac{df_{b,i}}{dt} = 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} D_v (f_w - f_{b,i}) + 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} E_0 D_A (f_{b,i-1} - f_{b,i}) - 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} G f_{b,i} - 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} K_m f_{b,i} \quad (15)$$

$$= 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} p_b \left(f_w - \frac{K_i Z_b}{K_{ui} Z_w} f_b \right) + 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} \alpha_{i,i-1} C'_{i,i-1} p_{b,i-1} Z_{b,i-1} \left(f_{b,i-1} - \frac{K_e}{\alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} Z_{b,i-1}} f_{b,i} \right) - 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b G f_{b,i} - 10^6 \rho_{b,i} V_{b,i} Z_{b,i} p_b K_m f_{b,i} \quad (16)$$

$$\frac{df_{b,i}}{dt} = k_{ui} \frac{Z_w}{Z_{b,i}} \left(f_w - \frac{K_v Z_{b,i}}{K_{ui} Z_w} f_{b,i} \right) + \alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} \frac{Z_{b,i-1}}{Z_{b,i}} \left(f_{b,i-1} - \frac{K_e}{\alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} Z_{b,i-1}} f_{b,i} \right) - (G + K_m) f_{b,i} \quad (17)$$

ここで(17)式内 $f_{b,i}$ の係数は1となる。

定常状態では(17)式の左辺は0となり、これを $f_{b,i}$ について解くと次式になる。

$$f_{b,i} = \frac{k_{ui} Z_w / Z_{bmi} f_w + K_e f_{b,i-1}}{K_v + K_e + G + K_m} \quad (18)$$

$$BAF_{field} = N = \frac{v}{C} = \frac{Z_{b,i} f_{b,i}}{Z_w f_w} = \frac{k_{ui} + K_e (Z_{b,i} f_{b,i-1} / Z_w f_w)}{K_v + K_e + G + K_m} \quad (19)$$

= えらからの摂取項 + 食餌からの摂取項
したがって、 $BAF_{field} = BCF_{field} + BMF_{field} =$

$$K_{OW} \left[1 + \frac{K_{OW}(G+K_e+K_m)}{k_u} \right]^{-1} + K_{OW} \left[1 + \frac{k_u}{K_e} + \frac{K_{OW}(G+K_eK_m)}{K_e} \right]^{-1} BAF_{field} \quad (20)$$

となる。以上の定式化は、次の仮定による。

(1) 平衡状態においては水中、各コンパートメントの fugacity は等しくなる。

(2) 生物コンパートメントにおける fugacity capacity はすべて等しいと仮定し、それぞれの fugacity capacity は次の条件を満たす。 $Z_{b,i}/Z_w = K_{OW}$ すなわち、平衡状態において生物濃縮係数は脂質を基準として表記した場合、オクタノール-水分配係数に等しくなる。

2. 4 各パラメータとオクタノール/水分配係数の関係

(1) 水中からの農薬の取り込み

Neely は摂取速度定数 k_u を次のように定義している。¹⁵⁾

$$k_u = VE/w_{lp} \quad (21)$$

V : えらでのろ過速度 [m^3/day], E : 比農薬取り込み定数

ここで、 $V = r'w_{lp}/C_s$

r' : 呼吸速度 [$g-O_2/day/g-lipid$], C_s : 溶存酸素濃度 [$g-O_2/m^3$]

また、 r と r' の関係は次式で示される。

$$r' = \frac{a_{oc}a_c}{a_{wd}p} r \quad (22)$$

ここで、 r : 呼吸速度定数 [$1/day$], a_{oc} : 酸素/炭素比 (2.67), a_c : 炭素/乾燥重量比 (0.45), a_{wd} : 湿重量/乾燥重量比 (5), p : 脂質含有率 (0.1), C_s : 溶存酸素濃度 [$8.84mg-O_2/m^3$]

よって、 $k_u = \frac{a_{oc}a_c r E}{a_{wd}p C_s} \quad (24)$

ここで、 $r = \phi w^{-z}$ とすると $k_u = 2.7 \cdot 10^4 \phi (w^{-z}/p) E$ [$1/day/kg-lipid$] (25)

(2) えらからの排泄速度定数

えらからの排泄速度定数は次式で示される。

$K_v = k_{ui}/K_{OW}$ したがって

$K_v = 2.7 \cdot 10^4 \phi (w^{-z}/p) E / K_{OW}$ (26) となる。

(3) 内臓からの排泄速度定数

内臓からの排泄速度定数は次式で定義される。

$$K_e = \alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} \frac{Z_{b,i-1}}{Z_{b,i}} \quad (27)$$

ここで、 $Z_{b,i-1} = Z_{b,i}$ と考えているので、

$$K_e = \alpha_{i,i-1} C_{i,i-1} \quad (28)$$

となる。 $\alpha_{i,i-1}$ は E と同じという仮定をする。

また $C_{i,i-1} = (G+r)/a$ であるから、

$C_{i,i-1} = (\delta w^{-z} + \phi w^{-z})/a$ となる。

$y = z$ と仮定すると

$$C_{i,i-1} = (\delta + \phi) w^{-z} / a, K_e = \alpha(\delta + \phi) w^{-z} / a / K_{OW} \quad (29)$$

となる。個体内での代謝分解がないと仮定すると $K_m = 0$ であるから (20) 式は次のようになる。

$$BAF_{field} = BCF_{field} + BMF_{field} \\ = K_{OW} \left[1 + \frac{K_{OW} \delta}{2.7 \cdot 10^4 \phi E / p} \right]^{-1} + K_{OW} \left[1 + \frac{2.7 \cdot 10^4 \phi E / p}{\alpha(\delta + \phi) / a} + \frac{K_{OW} \delta}{\alpha(\delta + \phi) / a} \right]^{-1} BAF_{i-1} \quad (30)$$

2. 5 モデル解析

表-1 モデル解析に使用したパラメータ値

parameter	description	value
δ	$G = \delta w^{-\beta}$	0.01
β		0.28
ϕ	$r = \phi w^{-\gamma}$	0.036
γ		0.28
p	fraction lipid weight, levels 2-4	0.1 kg(lip)/kg(w)
a	food assimilation efficiency, levels 2-4	0.8
w_2	wt of level 2	0.1g(w)
w_3	wt of level 3	10g(w)
w_4	wt of level 4	1000g(w)
E	level 2-3	
α	level 2-4	
	$\log E = -2.6 + 0.5 \log K_{OW}$	for $\log K_{OW} = 2-5$
	$\log E = 0.8$	for $\log K_{OW} = 5-6$
	$\log E = 2.9 - 0.5 \log K_{OW}$	for $\log K_{OW} = 6-10$
E	level 4	
	$\log E = -1.5 + 0.4 \log K_{OW}$	for $\log K_{OW} = 2-3$
	$\log E = 0.5$	for $\log K_{OW} = 3-6$
	$\log E = 1.2 - 0.25 \log K_{OW}$	for $\log K_{OW} = 6-10$

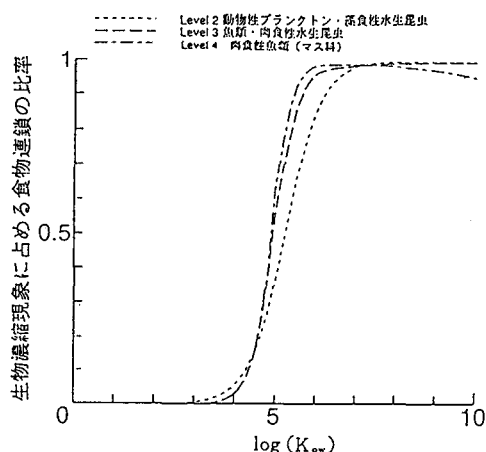


図-3 BAFに占めるBMFの比率

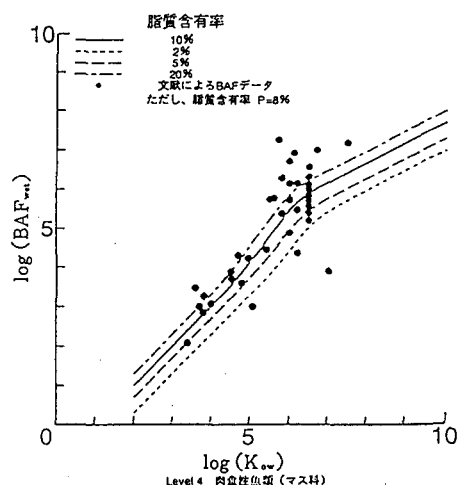


図-4 脂質含有量を関数とした $\log K_{ow}$ と生態系におけるBCF実測値との関係

(1) 各諸元の設定

モデル解析を行なうに当たり、各パラメータの設定を行なう。設定したパラメータを表-1に示す。

(2) BMFの寄与について

$\log K_{ow}$ が5前後から7にかけて上位レベルのものの方が濃縮倍率が高くなる。BAFに対するBMFの寄与率をみたものが図-3である。この結果から、 $\log K_{ow}$ が3前後からBMFの影響が起始め、4から5にかけて急激に増加することが見て取れる。

(3) 既存データによる検証

以上の結果を、従来から求められてきたBCFおよびBAFの結果とともにプロットしたものが図-4および図-5である。図-4のデータは室内実験により算定された値でBCFに相当する。また、図-5は、野外調査で求められたもので、BAFに相当する。BCFは $\log K_{ow}$ が6以上で増加がみられないのに対してBAFは増加している点、モデル解析の結果と現象がうまく一致している。

(4) 水生生物への影響評価

本研究で問題にした農薬は、 $\log K_{ow}$ が設定した範囲にあるので、 K_{ow} を入力することによって、その生物濃縮係数を算定することができる。CNPは $\log K_{ow}$ が3.67と報告されていることから、食物連鎖における影響は全く無視はできないものの、主に呼吸からの取り込みが問題になることが明らかになった。

3. 水生昆虫による農薬モニタリング法

3.1 調査方法

(1) 調査地域

調査地域は福井県の嶺北地域を流れる九頭竜川水系と使用禁止措置の発端となった新潟県上越地方、下越地方とした。調査河川として、九頭竜川水系では九頭竜川、日野川、足羽川、竹田川等を調査した。また、上越地方は関川、下越地方は信濃川である。また、前年までに福井県内および琵琶湖集水域においても同様の調査を行っている。福井県における調査地点を図-6に示す。

(2) 調査期間

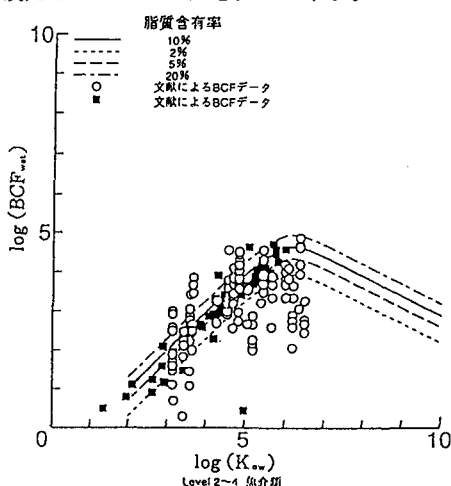


図-5 脂質含有量を関数としたと生態系におけるBAFの実測値との関係

調査期間は、九頭竜川水系は平成6年4月から5月の2ヶ月間とした。琵琶湖集水域は平成5年6月、関川、信濃川水系は平成6年6月であった。

(3) 対象水生生物

水生生物としてカワゲラ目、トンボ目、カゲロウ目、広翅目、半翅目、トビケラ目、双翅目、鞘翅目の幼虫(以後水生昆虫と記す)を対象とした。

(4) 分析方法

水試料は、n-Hexaneで抽出した。生物試料は凍結乾燥器により脱水した試料を攪り鉢あるいはガラス棒で細かく粉碎し、n-Hexaneで抽出した。本方法で得られる試料は、水生昆虫体内の遊離のCNPニトロ体である。上記のうち5[μL]を試料とし既報¹³⁾に準じ、2%ov-17のカラムを用い、ECD-GC (⁶³Ni)により定量を行った。

3. 2 農薬使用量調査

福井県は農業粗生産額の75%を稲作に依存する稲作県であるが、その担い手は97%が兼業農家である。除草作業時間は、昭和55年に年5.9時間であったものが平成3年には年2.2時間まで短縮されている。その大きな要因として除草剤の改良による時間短縮が考えられ、とくに一発処理剤の伸びが寄与している。また、本年度の除草剤使用について、聴き取り調査をおこなった。その結果、禁止薬剤を一発処理剤に置き換える地域とジフェニルエテル系の除草剤で使用禁止でないもの(モータウン)に置き換える地域の2つのタイプがあった。したがって、ジフェニルエテル系除草剤の動向については今しばらく注意を要する。

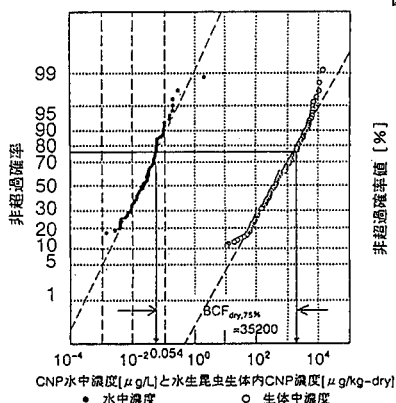


図-7 日野川における水中濃度と生体中濃度のHazen plot(1992)

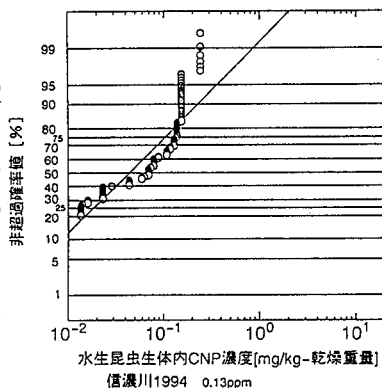


図-9 信濃川流域における生体中濃度のHazen plot(1994年)

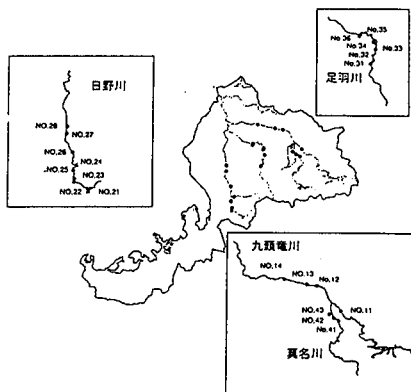


図-6 福井県モニタリング地点

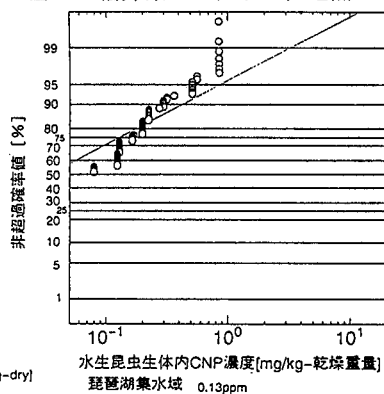


図-8 琵琶湖流域における生体中濃度のHazen plot(1992年度)

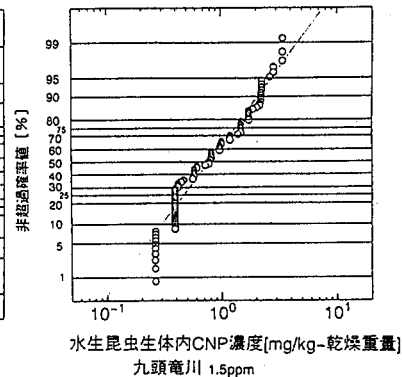


図-10 九頭竜川流域における生体中濃度のHazen plot(1994年)

3. 3 調査結果および考察

CNP生体濃度を横軸に非超過確率を縦軸にHazen plot¹⁶⁾したものの一例を図-7,8,9,10に示す。これを見ると、対数正規分布していることがわかる。また、水質調査によって得られるBAFは実際の K_{ow} よりかなり大きい。この方法で各河川の汚染状況を把握した。河川によって、75%確率値、その傾きは異なる。一般に汚染濃度が高い河

川（福井県内河川）では勾配急で、汚染レベルの低い琵琶湖集水域や信濃川ではなだらかであった。これは、傾きが急なほど均一的に汚染されていることを示しており、なだらかなほど汚染濃度の変動が激しいことを示す。河川流域別にCNP汚染評価度を行う。九頭竜川の1.5[mg-pest/kg-dry]が最も高い値を示していた。この要因としては、流域におけるCNP使用率（流域の勝山市が、CNP使用率65%）が他の河川よりも高く、流域の農業排水の占める割合が大きいためと考えられる。

4. 結論

CNPは $\log K_{OW}$ が5以下であり、呼吸による生物濃縮が主であることがFugacity Modelを用いた解析で明らかとなった。また、水生昆虫の農薬取り込みは極めて早いことが指摘できるので、求められた個体中濃度は水中濃度のきわめて非超過確率値の大きな水質値を反映していると考えられる。この結果を実河川生態系での現象に置き換えると、流水中にいる*Stenopsyche-griseipennis*の体内濃度は、その水中濃度の非超過確率の大きな値、例えば75%,90%値を反映している。したがって、自然生態系における生物濃縮係数の算定には、水質の50%確率値ではなく75%ないしは90%確率値をもって算出されるべきと考える。また、水生生物と人間との水ろ過速度を考慮すると、人間のレベルでは魚分類からの摂取の方が問題であることもわかる。最後に、CNPは昨年度も福井県の主要河川を汚染しており、前年までと比較して何ら低減が見られなかった。また、新潟県の信濃川流域では、およそ福井県の1/10まで減少していた。これは後に発表された農水省の調査から、CNPの回収率が新潟県で65%であったのに対して福井県では0%であったことを裏付ける結果となった。本年度の予約・在庫状況から見て福井県ではCNPの使用はほとんどなくなることが予想される。したがって、飲用によるリスクは考慮する必要はなくなるが、水田に残留しているCNPが土壌流出とともに河川底質を汚染する可能性があるので生態系への影響という観点からは監視することが重要である。その指標として、水質を反映する呼吸、底質およびSSを反映する食餌の両機構の明らかな*Stenopsyche-griseipennis*が最適と考えられる。

謝辞

数学モデルに関してご助言賜りました京都大学工学部松岡譲助教授（現名古屋大学工学部教授）ならびに水生昆虫の採取・同定について、ご指導いただいた津郷勇福井高専名誉教授に謝意を表します。

参考文献

- 1)井上嘉高:水道と農業,水道協会雑誌,第63巻,第4号,p2~p12,1993.4
- 2)たとえば,水環境学会誌,Vol.14, No.8,1991
- 3)環境庁編:環境白書・平成6年度版・総説,p402,1994
- 4)奥村充司:生物指標による水道水源の農薬モニタリングに関する研究,福井工業高等専門学校研究紀要、自然科学・工学,第26号,1992
- 5)Mackay Donald:『Multimedia environmental models』,LEWIS PUBLISHERS,TOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL HEALTH SERIES,pp.211,1991
- 6)G.schuurmann and W.Klein:ADVANCES IN BIOCONCENTRATION PREDICTION:Chemosphere,Vol.17,No.8,pp 1551-1574,1988
- 7)Robert V.Thomann:Bioaccumulation Model of Organic Chemical Distribution in Aquatic Food Chains, Environ.Sci.Technol.,23,pp699-pp707,1989
- 8)里見至弘:海産魚分類における農薬の生物濃縮係数とオクタノール-水分係数,用水と廃水,Vol.34,No.9,pp34-pp39,1992
- 9)D.W.Hawker and D.W.Connell:FACTORS AFFECTING BIOCONCENTRATION OF TRACE ORGANIC CONTAMINATION IN WATER,Water Science and Technology,Vol.21,No.2,pp147-pp150,1989
- 10)S.L.Friant and L.Henry:RELATIONSHIP BETWEEN TOXICITY OF CERTAIN COMPOUNDS AND THEIR CONCENTRATION IN TISSUES OF AQUATIC ORGANISMS:A PERSPECTIVE,Chemosphere,Vol.14,No.11/12,pp 1897-1907,1985
- 11)Barry G.Oliver:THE RELATIONSHIP BETWEEN BIOCONCENTRATION FACTOR IN RAINBOW TROUT AND PHYSICAL-CHEMICAL PROPERTIES FOR SOME HALOGENATED COMPOUNDS,QSAR in environmental toxicology,pp301,pp317,1983
- 12)Gregory R.Biddinger and Steve P.Gloss:The importance of trophic transfer in the bioaccumulation of chemical contaminants in aquatic ecosystems:Residue Reviews,Vol.91,pp103-pp145,1984
- 13)奥村充司:松岡譲:閉鎖性水域への農薬地域からの農薬流出モデル,環境システム研究,Vol.17,1989
- 14)奥村充司:水生生物を指標とした農薬の生物濃縮モデルの構築に関する研究,福井工業高等専門学校研究紀要、自然科学・工学,第26号,pp139~pp148,1993
- 15)Neely:W.B.Int.J.Environ.Stud.,13,101-108,1979
- 16)岩井重久,住友恒,松岡譲:『水質データの統計的解析』森北出版,p34,1980