

[1] アクリルアミド

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

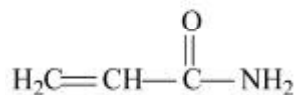
物質名： アクリルアミド
(別の呼称：アクリル酸アミド、2-プロペンアミド)

CAS 番号：79-06-1

分子式：C₃H₅NO

分子量：71.1

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は無臭の白色結晶で、室温で安定しているが、溶融すると激しく重合する¹⁾。水溶性は高い。

融点	84.5 ²⁾
沸点	87.0 ~ 125.0 ²⁾
比重	1.122 ~ 1.127 ²⁾
蒸気圧	7.00 × 10 ⁻³ mmHg (25) ³⁾
換算係数	1ppm=2.91 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	-1.65 ⁴⁾
加水分解性	文献なし ⁵⁾
解離定数	解離基なし ⁵⁾
水溶性	易溶 ²⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

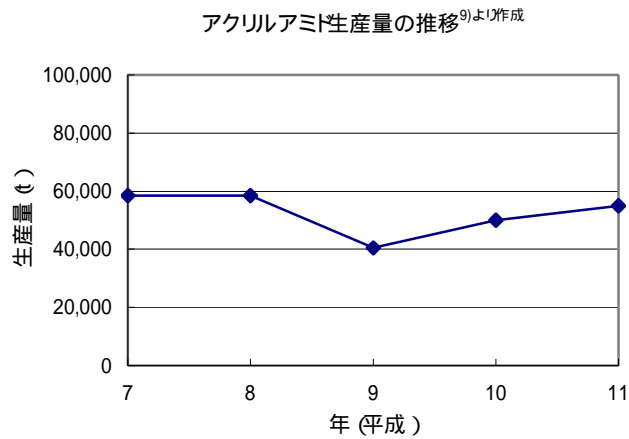
本物質は生分解性が高い物質である。本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性
好氣的：良分解 ⁶⁾
嫌氣的：嫌氣的な土壤中では 14 日間培養したとき、21.55 % 分解されたとの報告がある。 しかし、嫌気汚泥では 56 日後でも分解されないとの報告もある ⁷⁾ 。
非生物的：
(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 46.3 × 10 ⁻¹² cm ³ /分子・sec ⁸⁾ 、 OH ラジカル濃度 = 5.0 × 10 ⁵ ~ 1 × 10 ⁶ 分子/cm ³ とした時の半減期は 4.2 ~ 8.3 時間と計算される。
BOD から算出した分解度：
41.5% (試験期間：2 週間、被験物質：100mg/L、活性汚泥：30mg/L) ⁶⁾
生物濃縮係数 (BCF)：
マス稚魚に対する濃縮倍率は、0.86 ~ 1.12 倍との報告がある ⁷⁾ 。

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における内需は 55,000 t(推定)、輸出量は 20,000 t(推定)である¹⁾。また、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。国内流通量の目安として、生産量の推移⁹⁾を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、凝集剤、土壌改良剤、繊維の改質及び樹脂加工、紙力増強剤、接着剤、塗料、石油回収剤である¹⁾。

2. 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いているが、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	43.6
水	質	9.7
土	壤	46.5
底	質	0.2

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 本物質の各媒体中の存在状況

媒	体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献
一般環境大気	μg/m ³	< 0.02				0.02	1/10	全国	2001	2
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.083	0.05	3/24	全国	1991	3
公共用水域・海水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/25	全国	1991	3
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	0.0029	0.0005	3/23	全国	1991	3
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	0.0022	0.0005	3/25	全国	1991	3

注：1) 米国のアクリルアミド、ホリアクリルアミド製造工場周辺大気では 0.2 μg/m³ 未満の報告がある(1978)⁴⁾。

2) 米国では飲料水のデータとして、0.03 μg/L の報告がある(米国ではアクリルアミドポリマー凝集剤を浄水処理に利用)⁵⁾。

3) イギリスの炭坑選鉱池の処理水では 0.74 μg/L(1974)、製紙工場処理排水では 1.4 μg/L(1974,1980)の報告がある⁴⁾。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

一般環境大気及び公共用水域淡水の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。ここで公共用水域淡水のデータを用いたのは、飲料水の分析値が得られなかったためである(表 2.3)。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事をそれぞれ 15m³、2L 及び 2,000g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。なお、食物の分析値が得られなかったが、水溶解度が高くオクタノール - 水分配係数が小さいこと、公共用水域淡水中の検出濃度が低濃度であったこと等により、食物からの暴露量は他の媒体と比べて無視できると判断された。

表 2.3 本物質の各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気		
	一般環境大気	0.02 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.006 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	データはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	0.05 µg/L 未満程度 (1991)	0.002 µg/kg/day 未満程度
食物	物性等により、食物への移行はないと判断される	物性等により、食物への移行はないと判断される	
土壌	データはない	データはない	
最大値等	大気		
	一般環境大気	0.02 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.006 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	データはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	0.083 µg/L 程度 (1991)	0.0033 µg/kg/day 程度
食物	物性等により、食物への移行はないと判断される	物性等により、食物への移行はないと判断される	
土壌	データはない	データはない	

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.006 µg/kg/day 未満（濃度としては 0.02 µg/m³ 未満）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は水質経由の 0.0033 µg/kg/day であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は 0.0093 µg/kg/day 未満であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平 均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	<u>0.006</u>	<u>0.006</u>
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.002</u>	0.0033
食物			
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.002</u>	0.0033
総暴露量		<u>0.008</u>	<u>0.0093</u>

注：アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。また、総暴露量の項のアンダーラインは、不検出データによる暴露量が優位を示した総暴露量を示す。

(4) 水生生物に対する暴露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.083 μg/L 程度、同海水域では 0.05 μg/L 未満程度となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒 体	平 均	最 大 値 等
	濃 度	濃 度
水 質		
公共用水域・淡水	0.05 μg/L 未満程度 (1991)	0.083 μg/L 程度 (1991)
公共用水域・海水	0.05 μg/L 未満程度 (1991)	0.05 μg/L 未満程度 (1991)

注：公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ : 170 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀ : 170 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo : 126 mg/kg
ウサギ	皮膚	LDLo : 1,000 mg/kg
モルモット	経口	LDLo : 252 mg/kg

本物質は粉体、水溶液でも皮膚から容易に吸収される。中毒症状は主に慢性障害で、神経症状と肝障害をおこす。

中・長期毒性

ア) F344 ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.05、0.2、1、5、20 mg/kg/day を飲水に添加して 93 日間投与した結果、5 mg/kg/day 以上の群では明らかな神経線維の変性が認められ、1 mg/kg/day 群では電子顕微鏡観察によって末梢軸索鞘に変性を認めたが、0.2 mg/kg/day 以下の群では変化を認めなかった²⁾。

イ) Dow Wistar ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.3、0.9、3、7、9、11、30、40 mg/kg/day を 90 日間混餌投与した結果、30 mg/kg/day 以上の群で神経症状や死亡を認め、40 mg/kg/day 群の雄では著しい精細管の変性が認められた。また、ネコ 2 匹を 1 群とし、0、0.03、0.1、0.3、1、3、10 mg/kg/day を 1 年間（5 日/週）混餌投与した結果、10 mg/kg/day 群では 26 日目に後肢の虚弱を認め、52 日目には自立できなくなった。1 mg/kg/day 群では歩行機能に一過性の影響（26 日目：後半身をピクピクさせる（twitching）、240 日目：歩行時に後足を伸展（stretching）させる頻度の増加）を認めたが、0.3 mg/kg/day 以下の群では影響を認めなかった。これらの結果から、ネコは本物質への感受性が強く、有害な影響の現れない投与量は 0.3～1 mg/kg/day の間にあるものと思われる³⁾。この結果から、安全サイドにたって 0.3 mg/kg/day を NOAEL とし、これを暴露状況で補正すると 0.2 mg/kg/day となる。

生殖・発生毒性

Porton ラット雌 8 匹に 400 ppm を食餌に添加して交配後から 20 日間投与した結果、母ラットでは末梢神経障害を認めたが、仔には出生時に若干の体重低下を認めたものの、その後正常に発育し、障害を認めなかった⁴⁾。この結果から、400 ppm を摂取量に換算した 13.7 mg/kg/day が NOAEL となる。

ヒトへの影響

職業暴露の影響として、多発性神経炎等の慢性神経障害や接触性皮膚炎が指摘されているが、これらの大部分が経皮吸収によって起こったものであることや、暴露濃度の不明な例が多い。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

F344 ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、0.01、0.1、0.5、2.0 mg/kg/day を飲水に添加して 2 年間投与した結果、2.0 mg/kg/day 群の雌では乳腺、中枢神経、甲状腺、口腔、子宮、陰核腺で、雄では甲状腺と陰嚢で腫瘍の発生率が増加した。0.5 mg/kg/day 群で有意に発生率の増加した腫瘍は雄の陰嚢中皮腫だけであった。0.1 mg/kg/day 以下の群では対照群と比較して腫瘍の発生率に有意差を認めなかった⁵⁾。

本物質を取り扱うアメリカ（ミシガン州）の工場労働者を対象としたコホート調査では、全死亡の SMR（standardized mortality ratio）が 0.76 とやや低かったのに対し、全がんによる SMR は 1.39（95 %信頼区間: 0.7～2.49）とやや高い値であった⁶⁾。しかし、観察数が少ない、暴露期間が短い、暴露開始からの観察期間が短く不十分であることを IARC（1994）は指摘している。

また、オランダの 1 工場とアメリカの 3 工場に働く男子暴露労働者 8,854 人を対象としたコホート調査では、膀胱がんの SMR は 2.03（95 %CI:0.87～4.0）とやや高い値であったが、推定暴露濃度が高いほど膀胱がんリスクが高くなる傾向は認められていない⁷⁾。（この調査の追跡率は 94 %と良いが、死亡者の死因についてはオランダでは 82 %、アメリカでは 95 %の把握であった。）

このように、これまでに報告された 2 つの疫学調査からは、ヒトへの発がん性を評価するだけの十分な証拠は得られていない。

発がんリスク評価の必要性

実験動物で発がん性が認められ、ヒトでの発がん性が示唆されているものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARC の評価では 2A（ヒトに対して恐らく発がん性が有る）に分類されている。このため、発がん性に関する評価を行う必要がある。

(3) 無毒性量（NOAEL）等の設定

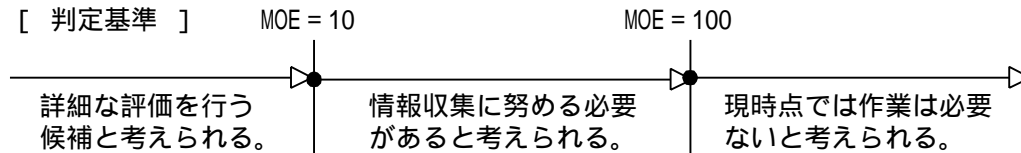
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 0.2 mg/kg/day（末梢軸索鞘の変性）とネコの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 0.2 mg/kg/day（歩行機能への一過性の影響）は同値であるが、ラットの試験期間が 93 日であったのに対して、ネコの試験期間が 1 年であったことから、ネコの NOAEL 0.2 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.1 健康リスクの初期評価結果

暴露経路	暴露量		無毒性量等		MOE
	平均値	予測最大量	0.2 mg/kg/day	ネコ	
経口	0.006 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.006 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.2 mg/kg/day	ネコ	3,300 超



本物質については、一般環境大気と公共用水域・淡水についてのみ暴露量が把握されていたことから、一般環境大気からの吸入暴露量を経口暴露量に換算した値を用いて健康リスクの初期評価を行う。

吸入暴露から換算した経口暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.006 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 0.2 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 3,300 を超えるため、健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

なお、公共用水域の淡水を飲料水として常時摂取することは考えられないが、飲料水等の経口暴露の情報がなかったことから、参考として淡水を常時摂取した場合を仮定すると、予測最大量 0.0033 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と無毒性量等から求めた MOE は 61,000 となるため、健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	Ref. No.
藻類	-	-	-	-	-	-	-
甲殻類			160,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2	12290
魚類			<u>41,000</u>	<i>Pimephales promelas</i>	EC ₅₀ IMM	4	12290
			85,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	EC ₅₀ IMM	4	12290
			88,000	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EC ₅₀ IMM	4	12290
			100,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12290
			110,000	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4	12290
			120,000	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4	12290
その他			60,000	<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i>	NOEC MOR	2	12290
			410,000	<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i>	LC ₅₀ MOR	2	12290

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したもの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

エンドポイント) EC₅₀ (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容) IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、甲殻類では *Daphnia magna* の 48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 160,000 μg/L、魚類では *Pimephales promelas* に対する遊泳行動等の 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 41,000 μg/L、その他の生物ではユスリカ類の *Paratanytarsus parthenogenetica* の 48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) 410,000 μg/L であった。急性毒性値について 3 生物群 (甲殻類、魚類及びその他) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 1,000 を用いることとし、上記の毒性値のうちその他の生物を除いて最も低い値 (魚類の 41,000 μg/L) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 41 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できるデータが得られなかった。

本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 1,000 で除した 41 μg/L を採用する。

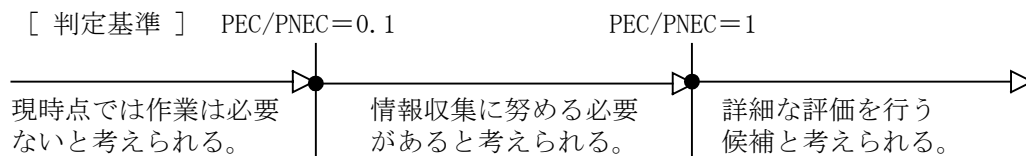
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95 パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/PNEC 比
水質	一般環境・淡水域	0.05 µg/L 未満程度 (1991)	0.083 µg/L 程度 (1991)	41 µg/L	0.002
	一般環境・海水域	0.05 µg/L 未満程度 (1991)	0.05 µg/L 未満程度 (1991)		<0.001
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	0.0005 µg/g·dry 未満程度 (1991)	淡水域では 0.0029 µg/g·dry 未満程度 海水域では 0.0022 µg/g·dry 未満程度		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

※ 1) イギリスの炭坑選鉱池の処理水では 0.74 µg/L(1974)、製紙工場処理排水では 1.4 µg/L(1974,1980)の報告がある。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域・海水域共に 0.05 µg/L 未満程度であり、検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域で 0.083 µg/L 程度、海水域で 0.05 µg/L 未満程度であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域では 0.002、海水域では 0.001 未満となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 13901 の化学商品 (2001) 化学工業日報社
- 2) 化学物質安全情報研究会編 (1999) 化学物質安全性データブック(改訂増補版) オーム社
- 3) BIKALES, NM & NOLODNY, ER (1963) [SRC MPBPWIN v1.40]
- 4) 分配係数計算用プログラム “C Log P”, アダムネット(株)
- 5) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 6) (財)化学品検査協会 (1992) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集
- 7) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 8) EU (1995) IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet
- 9) 化学工業日報社 (1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 10 年度化学物質の人に対する暴露評価に関する調査検討報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 3) 環境庁保健調査室 平成 4 年版化学物質と環境
- 4) WHO:Environmental Health Criteria 49,Acrylamide(1978)
- 5) WHO:Guidelines for Drinking Water Quality,Second Edition,Vol.2(1996)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Burek, J. D. *et al.* (1980) J. Environ. Pathol. Toxicol., 4: 157-182.
- 3) McCollister, D. D. *et al.* (1964) Toxicol. appl. Pharmacol., 6: 172-181.
- 4) Edwards, P. M. (1976) Chemico-Biological Interactions, 12:13-18.
- 5) Johnson, K. A. *et al.* (1986) Toxicol. Appl. Pharmacol., 9: 154-168
- 6) Sobel, W. *et al.* (1986) Br. J. ind. Med., 43, 785-788
- 7) Collins, J.J. *et al.* (1989) J. occup. Med., 31, 614-617

参考資料

- Environmental Health Criteria 49, Acrylamide, IPCS (1985) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 39 (1986) ; Supplement 7 (1987) ; Volume 60 (1994) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No. 286, Acrylamide, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Acrylamide, ACGIH (1991) .

(4) 生態リスクの初期評価

1) データベース : U.S.EPA 「AQUIRE」

2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)

12290 :Krautter,G.R., R.W.Mast, H.C.Alexander, C.H.Wolf, M.A.Friedman, F.J.Koschier, and C.M.Thompson (1986): Acute Aquatic Toxicity Tests With Acrylamide Monomer and Macroinvertebrates and Fish. *Environ. Toxicol. Chem.*5(4): 373-377.