



A-TERAM version 1

操作マニュアルおよびガイダンス

目次

序文	— A-TERAM の概要と本書の構成	---	4
----	---------------------	-----	---

第1部	操作マニュアル	---	11
-----	---------	-----	----

- 1.1 ソフトウェアのインストール
- 1.2 メイン画面
- 1.3 生態毒性情報および生物蓄積性データの入力
- 1.4 環境中濃度の設定
- 1.5 化学物質データの保存と追加
- 1.6 シミュレーションの実行
- 1.7 複合影響のシミュレーション
- 1.8 詳細設定

第2部	ガイダンス		
-----	-------	--	--

2.1	生物群集の動態	---	21
-----	---------	-----	----

- 2.1.1 想定する生態系
- 2.1.2 各栄養段階における生物頻度の定義
- 2.1.3 藻類の個体群動態
- 2.1.4 ミジンコの個体群動態
- 2.1.5 魚の個体群動態
- 2.1.6 魚の個体成長
- 2.1.7 生態学的パラメータの設定と生態リスクの指標

2.2	化学物質への毒性反応	---	27
-----	------------	-----	----

- 2.2.1 化学物質の体内動態
- 2.2.2 毒性反応モデル
- 2.2.3 反応勾配の経験分布
- 2.2.4 急性-慢性外挿式
- 2.2.5 決定論的シミュレーションと確率論的シミュレーション
- 2.2.6 生態毒性入力データに基づくハザード関数の決定手順

2.3	化学物質の環境中濃度	---	38
-----	------------	-----	----

- 2.3.1 定常変動型環境中濃度
- 2.3.2 季節変動型環境中濃度

2.4	考察と展望	---	39
-----	-------	-----	----

- 2.4.1 生態毒性の種類による濃度 - 個体群増加率関係の相違
- 2.4.2 生態リスク指数に対する生態学的パラメータの感度
- 2.4.3 絶滅リスク：個体群の存続可能性

補足解説および添付資料

- S.1 魚の個体成長における毒性反応と動的エネルギー分配モデルとの関係
- S.2 個体群レベルハザード関数の解析的表現
- S.3 ハザード関数における閾値レンジ (d) のデフォルト値について
- S.4 排出係数の算定方法
- S.5 生態学的なモデルパラメータ（デフォルト値）設定の根拠
- S.6 ハザード関数における反応勾配の経験分布
- S.7 魚類初期生活段階（ELS）試験データから成長阻害の反応勾配を推定する方法
- S.8 複数化学物質による複合影響
- S.9 季節変動型環境中濃度におけるモデルパラメータの推定例
- S.10 生態学的パラメータに対する感度解析の結果
- S.11 生態リスク指数 ERQ から個体群絶滅確率への換算式
- T.1 メダカの初期生活段階（ELS）試験データ（「環境省生態影響試験結果」平成 24 年 3 月版）に基づく魚の成長における濃度－反応関数

序文 — A-TERAM の概要と本書の構成

本書は、化学物質の水系生態系に対する影響を評価するために開発された生態学モデルである Aquatic Tri-trophic Ecological Risk Assessment Model (A-TERAM) とそのソフトウェア A-TERAM version 1 の操作方法と技術的な背景を解説したものです。

化学物質の生態系への影響を評価する生態リスク評価の分野では、個体レベルで測定された生存率の低下や繁殖力の減少を示す毒性値から、生態系の保全を合理的に達成できる基準値をどのようにして算定するかが大きな課題として取り上げられてきました (Ferson et al. 1996; Pastorok et al. 2002; European Commission 2003)。特に生態系への影響を評価する場合、何を最終的な保全目標 (protection goal) と設定するか、生物間の種間相互作用などの生態学的な複雑性をどの程度反映させるか、などが具体的な課題となります (Bartell et al. 1992; Suter and Barnhouse 1993; Hommen et al. 2010; Menzie et al. 2008)。さらに、このような生態学的妥当性 (ecological relevance) に加え、化学物質の管理や規制を支援するためには、多くの化学物質に適用できる汎用性 (versatility)、化学物質間でリスク評価の整合性が保たれる一貫性 (consistency)、リスク評価の前提と算定過程が明示的に示されている透明性 (transparency) が必要となります (Galic et al. 2010)。

A-TERAM は、そのような課題を克服することを目的に開発された、1次生産者 (藻類)、1次消費者 (ミジンコ類)、2次消費者 (魚類) を想定した3栄養段階から成る生態学システムモデルです。このような A-TERAM の生態学モデルとしての基本的構造は、これらの栄養段階に属する生物種を使った生態毒性試験が化学物質の生態影響評価のための標準的試験として主要国で実施されていることに対応しています。一方、大型枝角類 (ミジンコ類) を介する食物連鎖は、湖沼などの水系生態系の機能を維持するために重要な基本構造であることが湖沼学や水生生物学で指摘されてきました (Andersen 1997; ホーン・ゴールドマン 1999)。

生態学的な複雑性をリスク評価に反映させるために、A-TERAM では、主に2つの生態学的な要素を取り入れました。その1つは、魚とミジンコ、ミジンコと藻類の間に食うものと食われるものの関係に基づく種間相互作用 (Begon et al. 2013) を導入したことです。この点は、従来の多くの生態リスク評価手法と最も大きく異なる点です。実際の自然生態系では、光合成によって有機物を生産できる唯一の栄養段階である1次生産者の藻類は1次消費者のミジンコ類に摂食され、さらにミジンコ類は2次消費者の魚類などに捕食されることによって、物質やエネルギーの循環や移動が成り立っています (Andersen 1997; Cebrian 2004; Dickman et al. 2008)。このような生態系過程は、生態系の機能や健全性が維持されるための必要条件となります。

もう1つの生態学的な要素は、栄養段階や生物種群の違いによる生活史の特性や季節的なスケジュールの違いです。3栄養段階を構成する種群は、生態系における機能が異なるだけでなく、生物系統的に非常に異なるグループに属し、基本的な生活史の

特性（生存率，成長速度，繁殖開始齢，繁殖期間，産卵数，寿命など）が大きく異なります。例えば，化学物質審査規制法で試験生物種に指定されている代表的な単細胞緑藻類（植物プランクトン）であるムレミカズキモ *Pseudokirchneriella subcapitata* は，分裂によって数日で 10 倍あまりに増殖する能力がありますが，その一方，野外では春季にしか繁殖せず数ヶ月かけて成長するメダカなどの小型淡水魚は，1 年かけても高々数倍程度にしか個体数を増加させることができません。また，湖沼などの水系生態系では，種群の生活史特性の違いにより，早春における藻類の繁茂，ミジンコ類の増殖による春季の湖水の透明化，春から夏にかけての魚類の繁殖と成長など，季節による生物相の変化が一般的に観察されます (Brönmark and Hansson 1998; ホーン・ゴールドマン 1999)。湖沼の生態系を支える上で重要と考えられている大型の動物プランクトンの主要な種群 (*Daphnia* 属などの甲殻類枝角目) は，春季の水温の低い限られた時期に出現し，夏季は主に休眠卵の状態で過ごすことが知られています。これらの生態学的要素を考慮すると，死亡率や繁殖阻害などの毒性エンドポイントの値が同じであっても，種群によって生態学的な意味や影響は異なりうること，さらに化学物質の環境中濃度が季節的に変動する場合，生物相の季節的变化を考慮するかどうかで評価結果に違いが生じることがわかります。

化学物質の生態系への影響を評価する場合，何を最終的な保全目標に設定するかが大きな課題となります。保全目標は，生態学的に妥当で分りやすく，多くの政策立案者やステークホルダー（利害関係者）からコンセンサスが得られるものでなければなりません。また，リスク評価結果が明瞭であり，かつ定量性を持つものでなければ，実効性は限られてしまいます。

A-TERAM における最終的な保全目標は，種多様性の保全と生態系機能の維持です。これらの保全目標を達成するための生態リスク評価基準として，3 栄養段階の最上位種である魚の個体群増加率に着目し，化学物質による個体群増加率の低下率を生態リスク指数として算定します。個体群にとっての究極的なハザードである絶滅の確率は個体群増加率に大きく左右されることが知られています (Lande 1998; Lande et al 2003)。化学物質による個体群増加率の低下は，個体群や種の絶滅リスクに換算することもできます (Tanaka and Nakanishi 2000; Nakamaru et al. 2002; Tanaka 2003)。

種多様性の保全という保全目標を達成するための評価基準として，魚類の個体群増加率に着目し，その他の藻類とミジンコ類の個体群の存続可能性を直接の評価基準にしない理由は，これらの種群で種または個体群の絶滅リスクを想定することは現実的でないと考えられることです。日本を含む温帯域にある湖沼や池，排水路などに生息する動植物プランクトン（緑藻・藍藻類，甲殻類枝角目等）の多くは，地球上の広域に分布するコスモポリタン種であり，実際，絶滅危惧種に指定されている種はほとんどありません。一方，メダカ (*Oryzias latipes*) を含めた何種かの淡水魚は絶滅危惧種に指定されており，このような種を対象に絶滅リスクを想定することには一定の現実性があると考えられます。

自然生態系では，藻類が 1 次生産を担い，ミジンコ類は物質循環の面で生態系を支

えています。つまり、藻類は光合成によって無機物から有機物を生産し、自身が1次消費者に摂食されることにより生態系における有機物の転換と高次生産性¹を支えます。ミジンコ類は水系生態系の代表的な植食者として藻類を効率よく摂食し、藻類が生産した有機物をさらに高次の栄養段階の種に伝えます (Andersen 1997; 花里 1998)。食物連鎖によるこのような物質循環が十分に保たれることが、自然生態系の健全性を維持するうえで欠かせないと考えられています。

A-TERAM では、このような藻類やミジンコ類の生態系機能に対する化学物質の毒性影響も、モデルにおける最上位種である魚の個体群増加率の低下によって表現されると仮定しています。なぜなら、藻類の1次生産性が生態系に果たす役割を考えると、藻類がミジンコ類に摂食され、さらにミジンコ類を餌にする魚の個体群が増加することに寄与して初めて、1次生産性が生態系を維持する機能を果たしていると言えるからです。同様に、ミジンコ類が生態系における物質循環に果たす機能は、それを捕食して繁殖する魚類の個体群増加率への影響として評価することができます (Kemp et al. 2001; Tanaka and Mano 2012)。

すなわち A-TERAM では、ミジンコ類の個体群を減衰させる化学物質の影響は、ミジンコ類を捕食して繁殖する魚類の個体群増加率の低下として評価されます。同様に、藻類の個体群増殖を阻害する化学物質の影響は、藻類を摂食して増殖するミジンコ類が減衰し、さらに魚の繁殖が餌の不足によって衰えることによって評価されます。したがって、A-TERAM は、生物多様性の保全と生態系機能の維持という2つの保全目標に係る生態リスクを、モデルにおける最上位種である魚の個体群増加率の低下として統一的に表現します。

化学物質の生態リスク評価・管理の枠組みにおいて、A-TERAM のような数理モデルが活用できる状況や果たしうる目的は、モデルが必要とする毒性情報やその他の化学物質情報の範囲、モデルのアウトプットの属性などによって制約されます。すべての試験生物種で得られた無影響濃度 (NOEC) の最小値をさらに不確実係数で除した予測無影響濃度 (PNEC) に基づく従来のリスク評価手法は、化学物質の環境中濃度が、どの種にも生態影響をもたらさない水準に制御されることを目的としています。一方、A-TERAM は生態系に現れる影響の強さを定量的に予測し、従来のリスク評価手法とは異なる管理原則に基づく評価結果を出力します。このことは、化学物質の環境中濃度が PNEC を超過する可能性が無視できないような状況におけるリスク評価に A-TERAM が適していることを意味しています。例えば、化学物質審査規制法の枠組みにおいては、スクリーニングレベルでリスクの優先度が比較的高く評価された化学物質や、同じ生態毒性情報によって実施される第1段階のリスク評価 (1次リスク評価の段階 I) がこのような場面に最もよく適合します。それ以降のリスク評価 (1次リスク評価の段階 II や III) においても、追加される生態毒性情報が3栄養段階のいずれかの範疇に収まるのであれば、A-TERAM を適用することができます。

従来の枠組みでは、リスク評価のこれらの段階で、化学物質の生態リスクに対する

¹ 高い栄養段階にある生物種の生物量 (バイオマス) が増加すること。

定量的ないし半定量的評価（リスクのランキング）が求められる反面、定量性の乏しい予測無影響濃度（PNEC）に基づくリスク評価に依拠せざるを得ません。一方、生態学モデル等を援用しようとするれば、スクリーニングレベルやリスク評価の各段階間でリスク評価の一貫性や整合性をとる必要があります、さらに生物に対する有害性情報の大幅な追加が多くの化学物質では望めないという制約条件を考慮しなければなりません。A-TERAM は、生態学の基本原理を公的な生態毒性試験の枠組みに適用することによって、これらの条件を満たす、生態リスク評価の定量化を実現するシステムとして開発されました。

また、リスク評価の段階が進むにつれて化学物質の環境中濃度の実測や予測が高精度化され、時空間的に細分化されても、A-TERAM はそのような曝露評価結果を柔軟に取り込んでリスク評価に反映させることができます。A-TERAM は化学物質の環境中濃度として、定常曝露、季節変動曝露などの定型化されたオプションのほかに、時系列データ（実測もしくはモデル予測値）を csv データとして読み込み、それに基づく生態リスクを評価することができます。

リスク評価手法が様々な化学物質に対して一貫性や整合性を保つためには、少ない生態毒性データでリスク評価が行えることと、広範な生態毒性データをリスク評価に活用できることの両方が必要です。なぜなら、有効な生態毒性情報が限られるスクリーニングレベルの評価結果しかない化学物質から、詳細な生態リスク評価が実施されている化学物質を含む多様な化学物質に対して、基本的には同一の理論的枠組みで統一的にリスクが評価されていなければ、リスク評価手法の一貫性や整合性を比較検討することはできないからです。たとえば、複雑な生態学モデルが自然生態系を模倣するうえで非常に精巧にデザインされ、リスク評価の最終的な段階でリスクの定量的推定に有効であったとしても、必要とする生態毒性の情報量が膨大で、集中的に研究された一部の化学物質にしか適用できないとしたら、多くの化学物質を対象とするリスク評価手法との整合性を確かめることはできないでしょう。

以上の点を最も重視するために、A-TERAM は、淡水生態系を保護対象として定められた OECD テストガイドラインに準拠する生態毒性データの多くを利用することができる一方、3 栄養段階（各栄養段階で 1 種）から得られた基礎的生態毒性データと曝露情報のみから生態影響を評価できるようにデザインされています。A-TERAM に最低必要な生態毒性情報（必須データ）は、魚類急性毒性（半数致死濃度 LC_{50} ）、ミジンコ急性遊泳阻害（50% 影響濃度 EC_{50} ）、藻類増殖阻害（無影響濃度 NOEC もしくは 50% 影響濃度 EC_{50} ）の 3 種類です。

この他に、A-TERAM は、魚類成長阻害（NOEC）、魚類繁殖阻害（NOEC）、ミジンコ繁殖阻害（NOEC）の毒性値を入力することができます。魚類成長阻害は、初期生活史試験と呼ばれる試験法から推定される慢性毒性で、個体発生の段階（卵期間）から化学物質の曝露を始め、孵化後も曝露を継続したのちに、個体の成長への影響を検定するものです。A-TERAM は魚類の成長阻害の生態影響を、繁殖齢に達した魚の産卵数の低下として表現します。ミジンコ繁殖阻害は、ミジンコを生活史の初期から一

定期間（通常は 21 日間）、化学物質の曝露条件下で飼育して観測される総産仔数の低下を意味します。

A-TERAM は特定の試験法に準拠した生態毒性データを専ら利用するわけではありませんが、入力可能な生態毒性情報は、次の OECD テストガイドライン（TG）に準拠した生態毒性試験の結果を含みます。

魚類急性毒性：TG203

魚類成長阻害：TG210

魚類繁殖阻害：TG229

ミジンコ急性遊泳阻害：TG202

ミジンコ繁殖阻害：TG211

藻類増殖阻害：TG201

これらの生態毒性情報は、淡水生態系を対象とした一般的な生態毒性情報をほぼ網羅しています。A-TERAM の中で、これらの生態毒性は化学物質のある曝露量（環境中濃度）が生物の生存や繁殖を左右する個体レベル²の生活史特性（魚の生存率、魚の成長速度、魚の産卵数、ミジンコの生存率、ミジンコの産仔数、藻類の個体群増加率）に有害反応を引き起こす程度を定量化するために活用されます。

A-TERAM を動作させるうえで必須の生態毒性情報、つまり魚類急性毒性、ミジンコ急性遊泳阻害、藻類増殖阻害の 3 点以外の慢性毒性情報が欠けている場合、A-TERAM は、急性慢性外挿によって 3 点の必須データから欠けている生態毒性を自動的に推定し、すべての生態毒性が揃っている場合と同じ手順で生態影響を算定します。具体的には、魚類急性毒性の LC_{50} から魚類成長阻害および繁殖阻害の NOEC、ミジンコ急性遊泳阻害の EC_{50} からミジンコ繁殖阻害の NOEC を外挿推定します。慢性毒性値が入力されている場合、A-TERAM は急性慢性外挿推定値より入力データ（実データ）の方を優先させます。

急性慢性外挿の最も一般的な方法は、急性毒性値をあらかじめ決められた指数（ACR: acute-chronic ratio）で除するものです。A-TERAM では、急性慢性外挿の精度を高めるために、「環境省生態影響試験結果」平成 24 年 3 月版（環境省生態毒性データ）に基づいて作成した独自の外挿モデル（回帰式）を採用しています。回帰式の推定のために活用した「環境省生態毒性データ」は、広範な化学物質を対象に GLP 試験機関によって環境省委託事業として実施された試験結果を収集したデータ集であり、標準的な試験生物種を使って均一な試験条件下で推定された生態毒性データのソースとして最良のもの 1 つと考えられます。

これまで取り上げてきた生態学的要因のほかに、A-TERAM では、化学物質の生物体内への蓄積が、長期的な毒性反応に与える影響を考慮に入れています。このため、3 種の基礎的生態毒性データの他に、必須の入力情報として化学物質の生物蓄積性の情報³を要求します。化学物質の生物への蓄積性が高く、生物体内における化学物質

² 藻類に関しては個体群レベル

³ BCF: bioconcentration factor [生物濃縮係数]、および BCF が 100 以上の場合、排出係数 k_e もしくはオクタノール水分配係数 K_{ow}

の濃度が最大濃度（平衡濃度）に達するまでに時間がかかる場合、短期間の急性毒性試験で推定された毒性値は、長期間の継続的な曝露による毒性に対しては過小推定になる可能性があります。生物蓄積性の高い化学物質では、毒性値（LC₅₀等）に時間依存性が生じる（試験期間が長くなるほど毒性値が小さくなり毒性が強くなる）ことが指摘されてきました (Sprague 1969; Suter 1993)。A-TERAM は、化学物質の体内蓄積による生態毒性の時間依存性を最上位種の魚に対して取り入れています。藻類とミジンコに対しては体内蓄積の影響は考慮していません。それは、これら生物種の野外における寿命は一般的な生態毒性試験の期間より著しく長いとは言えず、化学物質の生物蓄積が個体の毒性反応に与える影響は限定的であると考えられること、これらの種群については生物蓄積性に関する情報がほとんど得られないことに因ります。

A-TERAM では、生態学的妥当性をリスク評価に反映させることを目的としながらも、汎用性や一貫性、透明性とのバランスを取ることに最も重点が置かれました。そのため、化学物質の生態リスクを評価する上では重要になりうる要素のいくつかを省略しなければなりません。これによって、A-TERAM の適用がどう制約されるべきか述べておきたいと思います。

省略された要素の1つは、生態毒性値の種間外挿です。化学物質審査規制法等における公的な生態影響評価手法では、3栄養段階の有害性情報が揃わない場合、欠測した栄養段階の毒性値を他の栄養段階の毒性値から種間外挿によって推定します。しかし、A-TERAM は種間外挿を行うモジュールを含んでいないため、3種の生態毒性データもしくは推定値が揃っていることが必要です。種間外挿のための不確実係数の設定を高精度化するためには、化学物質の生態毒性の種間比較に基づいた比較毒性学および統計学的な推計を行う必要があります。A-TERAM は生態学的な要因を考慮した生態リスクを実施することに主眼を置いており、種間外挿によって生じる不確実性の問題は他の手法や計算システムに委ねています。

また、化学物質の生物蓄積（bioconcentration）について、魚の個体レベルの慢性的な生態影響に対する効果は考慮されていますが、生態系の食物網を介する化学物質の生物濃縮（biomagnification）の効果は組み込まれていません。つまり、栄養段階の違う種間における食うものと食われるものを通じて、難分解性かつ高蓄積性の化学物質が、栄養段階が上位になるほど次第に生物の体内に濃縮されていく過程はモデル化されていません。残留性有機汚染物質（POPs）など、生物蓄積性が極めて高く、生物分解性が殆どない有害化学物質は、その他の一般的な化学物質のリスク評価を念頭に置いた A-TERAM が対象とする化学物質群には含まれていません。

A-TERAM は、3栄養段階の各段階をそれぞれ1種が占めていると仮定した生態学モデルを採用しています。しかし実際の生態系では、各栄養段階に複数の種が共存しています。また、種間関係に関しても A-TERAM で仮定されているような単純な直鎖型の種間関係だけでなく、餌資源をめぐる種間競争や、最上位種の広食性（omnivory）によって生じるギルド内捕食や「見かけの競争」など、多様な種間関係が存在します。

生態毒性データに関しては、同じ化学物質に対して多くの種で毒性値が収集され、

種の感受性分布（SSD, species sensitivity distribution）が推定できる場合があります。特に、リスク評価の段階が高くなるにしたがって、生態毒性情報はより広い種を対象に収集される傾向があり、栄養段階内の多種共存と種の感受性分布の問題をどのように生態リスク評価モデルに組み込んでいくかは今後の課題です。

A-TERAM が扱わなかった生態学的要素として最後にあげられるものに、生物や化学物質の空間分布、もしくは個体群や群集の空間構造の問題があります。生物の個体群や群集の空間構造が、化学物質の生態リスクに影響を与えうることがいくつかの研究から示唆されています。しかし、A-TERAM が想定する環境は、池沼や農業排水路などの小さく閉鎖的な止水域であり、また対象とする生物種（藻類、ミジンコ類、小型淡水魚類）は、空間的に大きな移動能力を持ちません。このためメタ個体群やメタ群集などの動的な空間構造を持つとは考えられません。化学物質の広域的な環境中濃度予測や曝露評価と関連させて、生態リスクの広域的な分布を問題としたい場合は、各曝露予測地点で水系生態系が独立に存在すると仮定して、A-TERAM を各地点に対して個別に適用し、その算定結果を集計する方法が考えられます。

最後に、A-TERAM は生態リスク評価のための完成されたツールとして提案されたものではなく、環境化学や毒性学、生態学を含む異分野の知見を統合化し、異分野間の意見交換を促進するためのプラットフォームとして提案されていることに言及したいと思います。実際、リスク評価結果に影響を及ぼすいくつかの仮定や計算方法は各分野の専門家による十分な検討が行われているとは言えません。提示されたシステムは、常により完成された手法に対するひな形として、学際的な議論を介して改善されていくものと考えます。

A-TERAM は、多くの方々の協力のもとに作成されました。国立環境研究所環境リスク研究センターの白石寛明博士、青木康展博士および鈴木規之博士には、部門長として研究プロジェクトの立案と支援を通じて A-TERAM の開発を支えていただきました。また同センターの櫻井健郎博士には化学物質の生物蓄積性に関する専門的知見の提供、小田重人博士には生態毒性情報の収集と整理作業の点で助力していただきました。環境リスク研究センターの蓮沼和夫氏と環境省環境政策局環境保健部の福島健彦氏、高橋亮介氏（いずれも平成 28 年 1 月現在）には、「環境省生態影響試験結果」平成 24 年 3 月版の元データの提供で便宜を図っていただきました。また、情報技術者の中村健生氏には、A-TERAM のソフトウェア開発に尽力していただきました。これらの方々のご支援がなかったら、A-TERAM の構想を生態リスク評価支援ツールとして形有るものにまとめることはできなかったでしょう。深く感謝いたします。

開発責任者：田中嘉成

国立環境研究所環境リスク研究センター

平成 28 年 1 月 14 日

第1部 操作マニュアル

1.1 ソフトウェアのインストール

A-TERAM ver.1 は、MS-Windows 7以降にインストールすることができます。必要なシステム要件は、MS-Windows7以降のバージョンが動作し、180MB以上の空きディスク容量があることです。

インストールするためにはインストーラー A-TERAM Setup をダブルクリックし、画面上の指示に従って操作してください。

1.2 入力データの準備

生態リスクの算定に必須の生態毒性データは、魚類急性毒性 LC_{50} および試験（曝露）時間、ミジンコ急性毒性（遊泳阻害） EC_{50} および試験（曝露）時間、藻類増殖阻害 NOEC もしくは EC_{50} です。さらに、化学物質の環境中濃度、生物蓄積係数 BCF、および BCF が 100 以上の場合は排出係数 k_e もしくはオクタノール水分配係数 K_{ow} が必要です。

生態毒性データとして上記の 3 種類以外に、魚類成長阻害 NOEC、魚類繁殖阻害 NOEC、ミジンコ繁殖阻害 NOEC を入力することができます。

A-TERAM 自体は種間外挿を行いません。3 栄養段階で急性毒性値（藻類は NOEC 値も可）が揃っていないとなりません。毒性情報が欠損する栄養段階がある場合は、種間外挿もしくは QSAR（構造活性相関）等による推定値を入力してください。

1.3 メイン画面

A-TERAM ver. 1 を起動させると、まず、図 1-1 のメイン画面が表示されます。メイン画面では、化学物質のデータ管理（新規入力、保存および読み出し）とシミュレーションの制御、モデルパラメータの詳細設定ができます。

メイン画面の上半分を占めるボックスには参照中の化学物質ファイルがリストされます。化学物質のファイルは新規に入力することも、既存のファイルを開けることもできます。いずれかの操作のためには、まずリスト中の化学物質（図 1-1 では No.1（新規））にカーソルをあて、左クリックで選択することで青色のハイライト表示にします。

次に、新規にデータを入力するときは **編集**、保存してあるファイルから読み込む

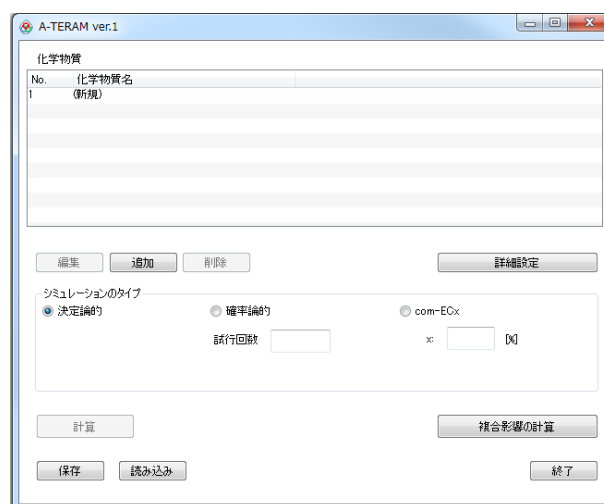


図 1-1 メイン画面

ときは **読込** をクリックします。

1. 4 生態毒性情報および生物蓄積性データの入力

化学物質の生態毒性データ，生物蓄積性データ，環境中濃度の設定は，化学物質ごとに化学物質ファイルに保存されます。

新規に化学物質の生態毒性情報および生物蓄積性のデータを入力する方法から解説します。メイン画面の化学物質リストから，(新規)をハイライト表示し，**編集** をクリックします。図 1-2 のような化学物質の新規ファイルが開きます。化学物質ファイルは「毒性値」

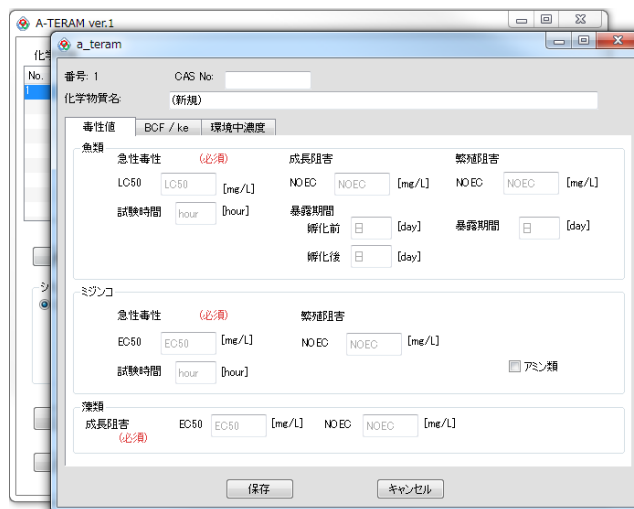


図 1-2 化学物質ファイルの「毒性値」シート

トから成ります。図 1-2 では，「毒性値」シートが開いています。

まず，化学物質名，CAS 番号（任意）等を入力してください。

毒性値をすべて **mg/L 単位** で入力してください。魚類急性毒性，ミジンコ急性毒性，藻類成長阻害（EC₅₀ もしくは NOEC の少なくともどちらか1つ）は必須のデータです。また，魚類急性毒性とミジンコ急性毒性については試験期間（時間単位）も必要です。不明な場合は，最も一般的な試験期間である 96[hr]および 48[hr]を入力することを薦めます。すべての入力は英数半角の数値のみが有効です。

また，魚類の成長阻害もしくは繁殖阻害データがある場合も，曝露期間を日単位で入力してください。成長阻害試験結果に関しては，孵化前と孵化後に分けて曝露期間を入力してください。孵化前の曝露が無い場合は，0を入力できます。

ミジンコの繁殖阻害のデータが無い場合，対象化学物質がアミン類である場合はアミン類のボックスをチェックしてください。A-TERAM はアミン類と非アミン類を区別してミジンコ類の急性慢性外挿を行います。

必須の生態毒性データ以外にデータがない場合，入力ボックスは空欄のままにしておいてください。空欄の場合，A-TERAM は急性慢性外挿を行います。0 より大きな数値が



図 1-3 新規化学物質ファイルの毒性値シートに「物質A」の毒性データを入力している画面

入力されている場合、実測毒性値と見做して外挿推定値より優先的に生態毒性データとして採用します。

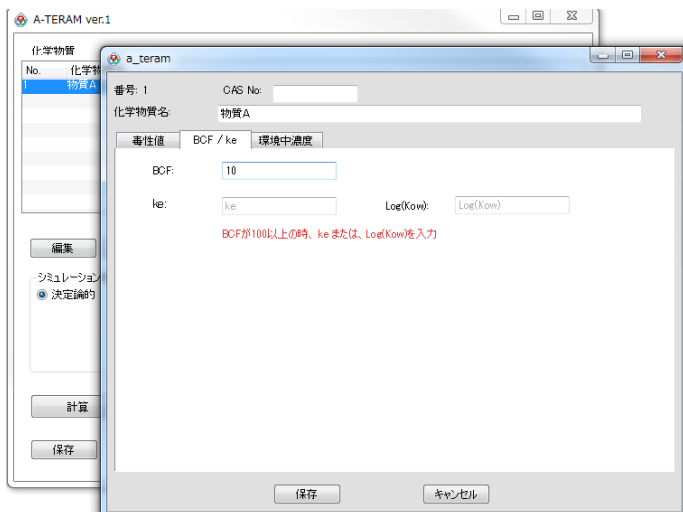


図 1-4 化学物質ファイルの「BCF/ke」シート

をする場合は、BCFに100未満の任意の値を割り当ててください。BCFが100未満の場合、A-TERAMは排出係数にデフォルト値を設定し、化学物質の生物蓄積が殆どないと仮定したシミュレーション結果を出力します。

1. 5 環境中濃度の設定

化学物質の環境中濃度の設定もしくはデータ入力は、化学物質ファイルの環境中濃度シートで行います（図 1-5 参照）。環境中濃度シートを開くために、「環境中濃度」にカーソルを当てクリックします。

化学物質の環境中濃度として、時間依存性に関して3種類の定型化された濃度パターン（定濃度、定常変動、季節変動）の中から1つ設定することができます。

「定濃度」は環境中濃度が常に一定であると想定します。

「定常変動」は、環境中濃度が時間的にランダムに変動しますが、平均的な濃度は1年を通じて変わらないと想定します。入力する濃度データは環境中濃度の期待値（平均値）MECに相当します。各時点の環境中濃度は、標準偏差を $MEC \times SD$ とする正規分布からの無作為抽出として設定されます。各時間の環境中濃度は日単位で設定され、時点間の自己相関は無い（独立である）と仮定さ

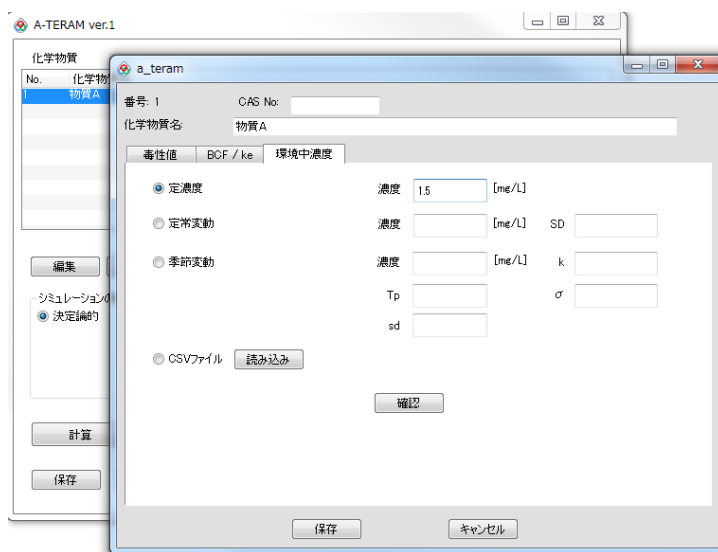


図 1-5 化学物質ファイルの「環境中濃度」シート

れます。SD を 1 より極端に小さな値に設定すると、「定常変動」の濃度パターンは「定濃度」の濃度パターンとほぼ同じになります。

「季節変動」は、環境中濃度が季節によって変動すると想定しています（詳細は 2.3.2 「季節変動型環境中濃度」参照）。化学物質濃度は、4月1日を1日目として T_p 日目に濃度のピークが現れる一山型のパターンを示すと仮定されます。入力する化学物質濃度は、ピーク濃度に相当します。時間に対する濃度パターンの形は σ と k の2つのパラメータによって決定されます（どちらも正值をとる）。 σ は環境中に化学物質が現れる期間の長さを表し（ σ が大きいほど曝露期間が長い）、 k は化学物質濃度がピーク濃度の現れる時期にどれだけ集中しているかを表します（ k が小さいほど濃度パターンの形が尖り、ピークの時期に集中して化学物質が排出されることを示す）。

さらに、「定常変動」の場合と同様に、各時点の環境中濃度は、濃度パターンから予想される濃度の期待値を中心に、変動係数 sd の正規偏差を持ってランダムに変動すると仮定されます。季節変動の濃度パターンは農薬などの季節特異的な環境への排出が想定される化学物質の環境中濃度を表わすのに向いています。農薬類の環境中実測濃度に対する解析から、殺虫剤や除草剤では概ね $\sigma = 10$ および $k = 1.4$ であることが示唆されています（詳細は S.9 参照）。

化学物質の環境中濃度を時系列データとして直接入力するためには、csv の形式にデータを整理します。A-TERAM で有効な csv データの形式は、1列目に4月1日を1日目とする日次（序数）、2列目には環境中濃度を mg/L の単位で入力します（図 1-6 参照）。1行目には、1列目に "NO"、2列目に "Conc" と英数半角で入力してください。日次は1日目から 365 日目まで入力することができます。1日目から連続した日数とし、間隔を空けないようにしてください。環境中濃度データの欠ける日次がある場合は、適当な補間を行って、入力データの欠損がないようにしてください。日次および濃度データの入力は、任意の日次以降を省略することができます。その場合、入力されなくなった日次以降の環境中濃度はすべて 0 と認識されます。

	A	B	C	D	E
1	NO	Conc			
2	1	0			
3	2	0			
4	3	0.01			
5	4	0.02			
6	5	0.02			
7	6	0.04			
8	7	0.08			
9	8	0.09			
10	9	0.12			
11	10	0.15			
12	11	0.14			
13	12	0.08			
14	13	0.06			
15	14	0.02			
16	15	0.01			
17	16	0.02			
18	17	0.01			

図 1-6 環境中濃度の csv 形式

csv データを読み込むためには、環境中濃度シートの csv データをチェックし、**読み込み** をクリックします。あらかじめ作成しておいた csv ファイルを選択し、開いてください。

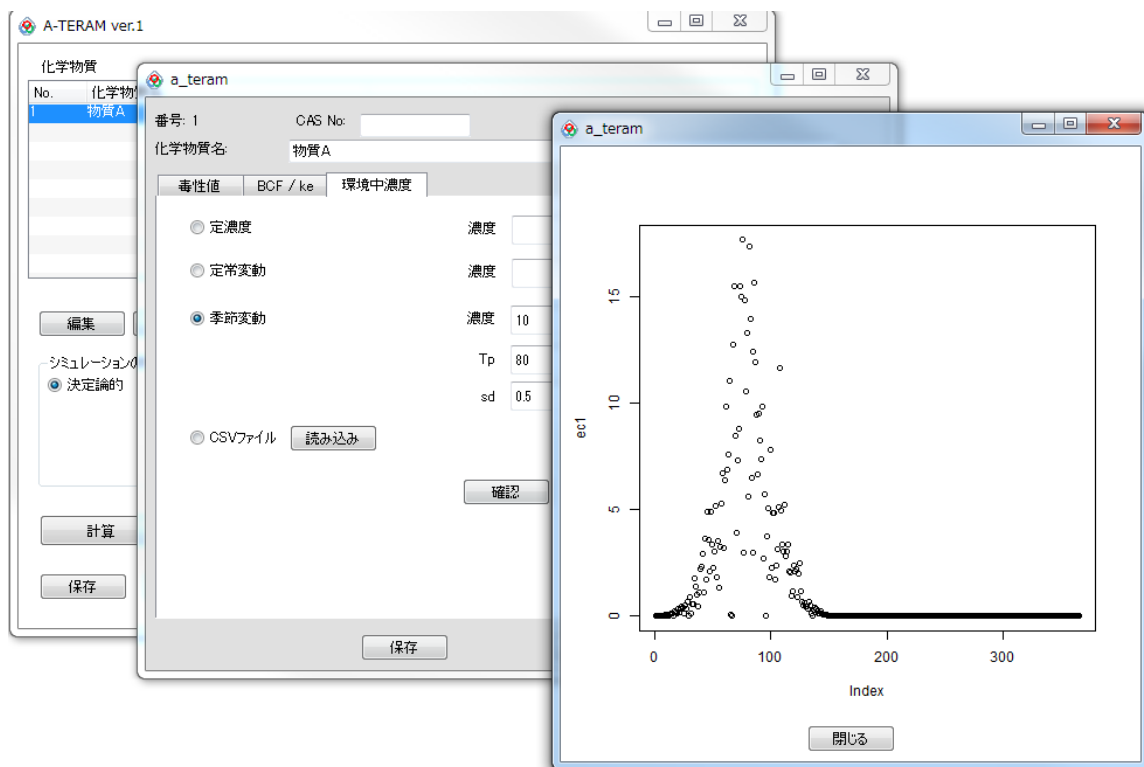


図 1-7 設定もしくは入力した環境中濃度の確認画面

環境中濃度の設定ないし読み込みが正しく実行されたかどうかは、濃度パターンにかかわらず、**確認** をクリックして環境中濃度の設定値をグラフに表示させることによって確かめることができます（図 1-7 参照）（横軸は日次，縦軸は化学物質濃度を表します）。

1. 6 化学物質データの保存と追加

以上で、生態影響の計算に必要な化学物質データの 입력は終わりました。これらのデータを保存するには、メイン画面の当該化学物質名をハイライト表示にしたうえで**保存** をクリックしてください。化学物質名をファイル名とする、A-TERAM 化学物質情報ファイルが作成されます。

化学物質リストに新規の化学物質を加えたい場合は、**追加** をクリックし、データ入力操作を繰り返してください。任意の数の化学物質を追加することができます。

1. 7 シミュレーションの実行

シミュレーションを実行させるために、化学物質データを保存し、メイン画面に戻します。

A-TERAM が実行できる数値計算は、決定

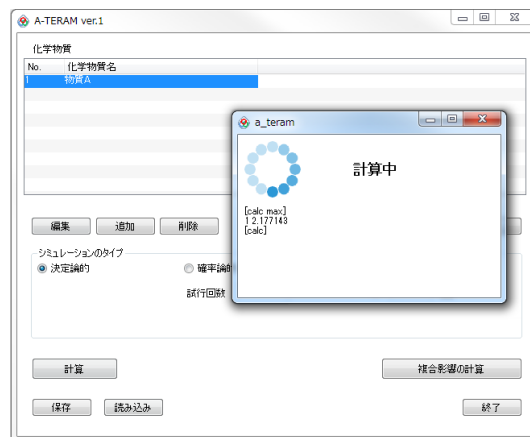


図 1-8 シミュレーション実行中の表示画面

論的シミュレーション，確率論的シミュレーションおよび com-ECx 推定の 3 種類です。前の 2 種類のシミュレーションは，どちらも，3 栄養段階から成る生物群集のモデルを 4 月 1 日から翌年の 4 月 1 日まで逐次計算して，最上位種である魚の年あたり個体群増加率⁴ λ を計算します（図 1-8 参照）。シミュレーションによる生態リスクの評価結果は，化学物質の曝露がない場合の個体群増加率 λ_{\max} に対する曝露条件下での個体群増加率の低下率， $1 - \lambda/\lambda_{\max}$ を示す「生態リスク指数」（ERQ, ecological risk quotient）として出力されます（図 1-9 参照）。

決定論的シミュレーションと確率論的シミュレーションの違いは，急性慢性外挿と，濃度反応関数の推定の際に生じる不確実性を考慮するかどうかにあります。決定論的シミュレーションはこれらの統計的推定においてパラメータの最頻値のみを使った計算を実行し，確率論的シミュレーションでは，これらの推定における誤差を反映させた計算を行います。確率論的シミュレーションの計算は，急性慢性外挿と濃度反応関数のパラメータ値を特定の分布から無作為抽出した値を採用するため，1 年の計算（1 回分の計算）を多数回繰り返すことで，計算結果のばらつきから，これらの要因に起因する算定結果の不確実性を評価することができます。

com-ECx の計算では，魚の個体群増加率が x パーセント低下する化学物質濃度を逐次計算によって推定します。化学物質の環境中濃度は一定であると仮定されます。

計算を実行するには，化学物質リストの中から 1 つの化学物質を選択して青色ハイライト表示にしてください（リストに 1 つの化学物質しかない場合も，選択してください）。次に，メイン画面の「シミュレーションのタイプ」ボックスから，実行する計算の種類にチェックし，**計算** をクリックします。確率論的シミュレーションには繰り返し回数を，com-ECx 推定には影響の大きさ（%）を計算の前に入力してください。

確率論的シミュレーションを実行する際は，1 回の計算が数秒かかることを考慮して繰り返し回数を設定してください。途中で計算を終了させるには，「計算中」の表示ウィンドウを左クリックで閉じてください。

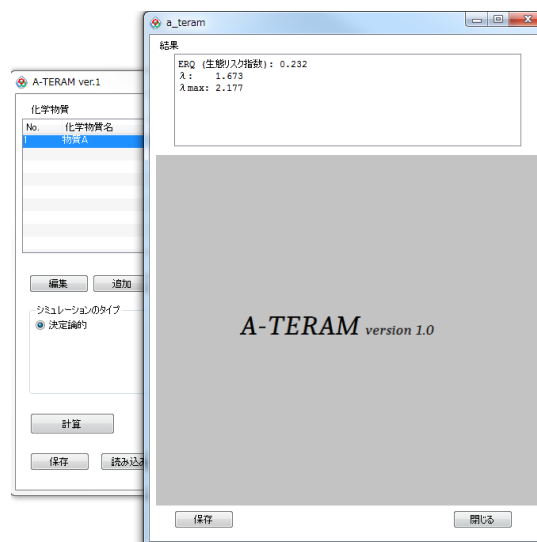


図 1-9 決定論的シミュレーションの計算結果の表示

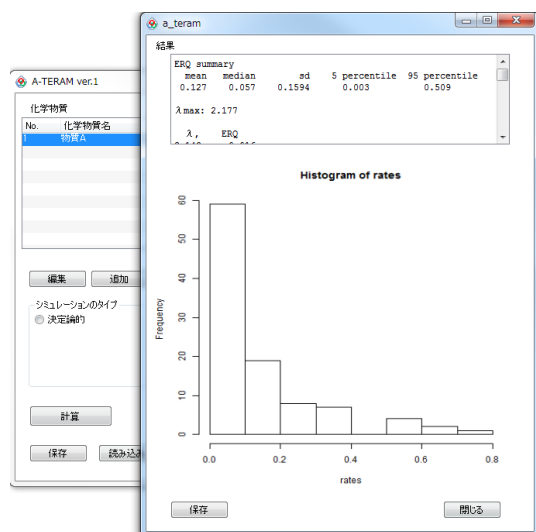


図 1-10 確率論的シミュレーションの計算結果の表示

⁴ 個体群増加率の定義は，2.1.7「生態学的パラメータの設定と生態リスクの指標」を参照。

計算結果は、生態リスク指数 ERQ に加え、繰り返し計算から推定された ERQ の 6 つの統計量（平均値：mean，中央値：median，標準偏差：sd，5 パーセンタイル値，95 パーセンタイル値），無曝露における個体群増加率，各繰り返し計算による個体群増加率と ERQ のリストが表示されます（図 1-10 参照）。さらに，ERQ のヒストグラムがボックスの下に描画されます（図 1-10 参照）。シミュレーションの結果は csv ファイルとして保存することができます。[保存]をクリックし，ファイル名と拡張子 (.csv) を入力してください。

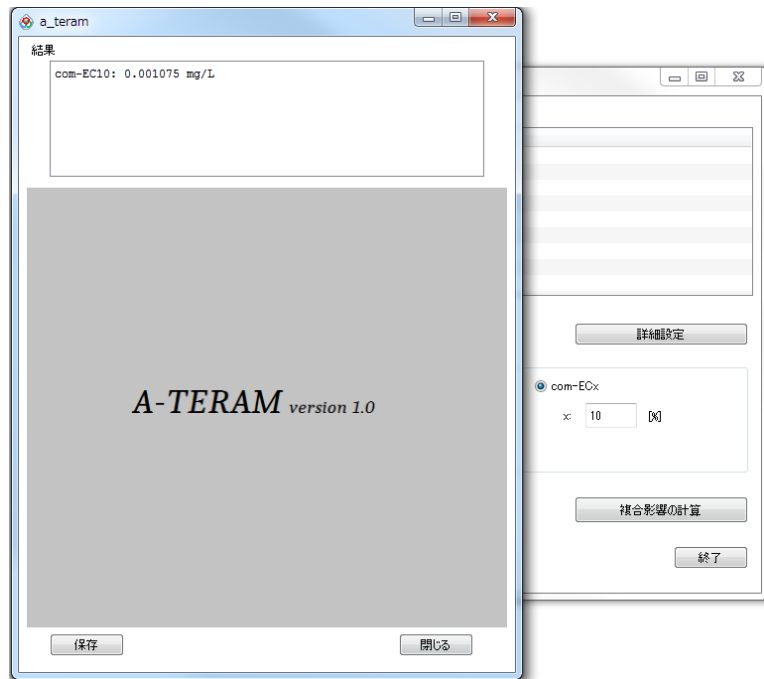


図 1-11 com-ECx の計算結果の表示

com-ECx の計算結果は，相当する化学物質濃度として mg/L 単位で表示されます（図 1-11 参照）。

1. 8 複合影響のシミュレーション

A-TERAM は，複数の化学物質による複合影響の生態リスクを算定することができます。複合影響を評価するためには，化学物質ファイルに 2 つ以上の化学物質がリストされ，生態毒性，蓄積性，環境中濃度のすべての必要なデータが入力されていなければなりません。化学物質をリストに加えるためには，メイン画面を開け，追加をクリックし，これまでに解説したデータの入力操作を繰り返してください（図 1-12 参照）。環境中濃度のパターンは化学物質の間で同じである必要はありません。また，一部の化学物質についてだけ環境中濃度の時系列データを csv 形式で与えることもできます。

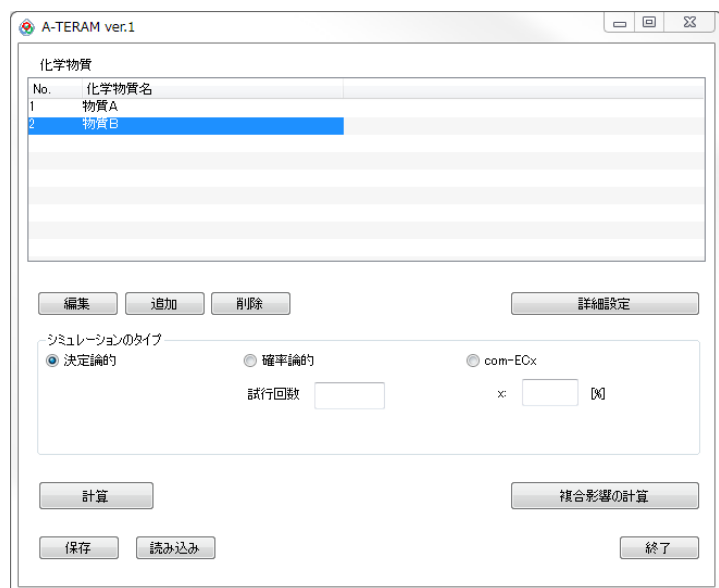


図 1-12 化学物質リストにおける化学物質の追加

複合影響は，化学物質リストに含まれるすべての化学物質に対して評価されます。

複合影響をもたらす成分として含めない化学物質は、青色ハイライト表示にしてから削除をクリックして、化学物質リストから削除してください。

複合影響のシミュレーションを開始するには、複合影響の計算をクリックしてください。複合影響シミュレーションの制御画面が現れます（図 1-13 参照）。複合影響は、代表的な複合影響モデルとして「濃度加算モデル」もしくは「独立作用モデル」のどちらかを使って予測されます。いずれかを選択してください。A-TERAM に組み込まれている 6 種類の毒性反応のすべてに対してどちらかの複合影響モデルが適用されます。シミュレーションのタイプに関しては、単物質の場合と同じです。ただし、com-ECx は複合影響に対しては定義されていないため算定することはできません。

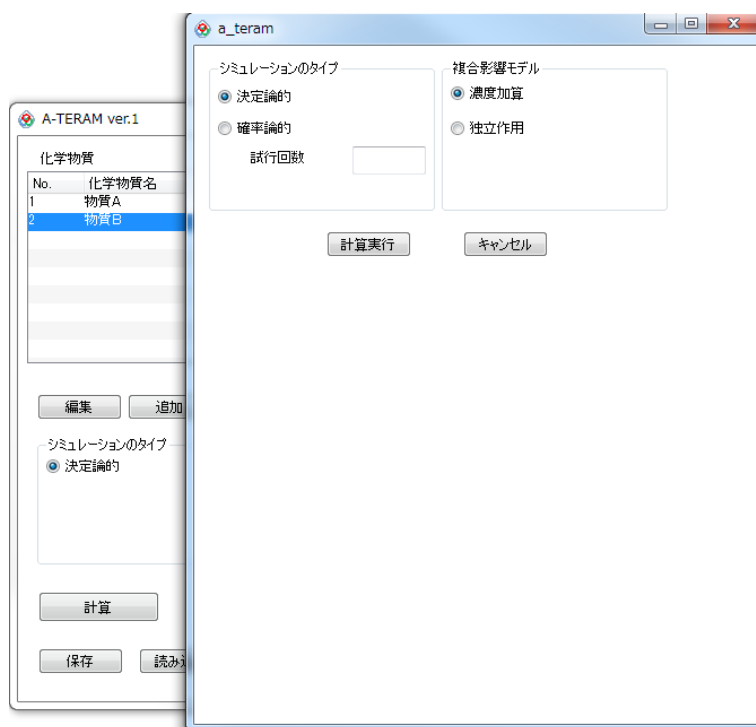


図 1-13 複合影響シミュレーションの制御画面

1. 9 詳細設定

一般的に、生態学モデルのパラメータ値は、想定している種の特性和環境条件に加え、生態学上の仮定を表わします。A-TERAM におけるパラメータの値は、水生生物学や水域生態学の知見に基づいて、メダカの野外個体群の観察結果とも一致するように設定されています（2.1.7, S.5 参照）。しかし、デフォルトの設定とは異なる生態学上の仮定のもとでもリスクの算定ができるように、モデルの基本的な構造は変えないまま、主要なパラメー

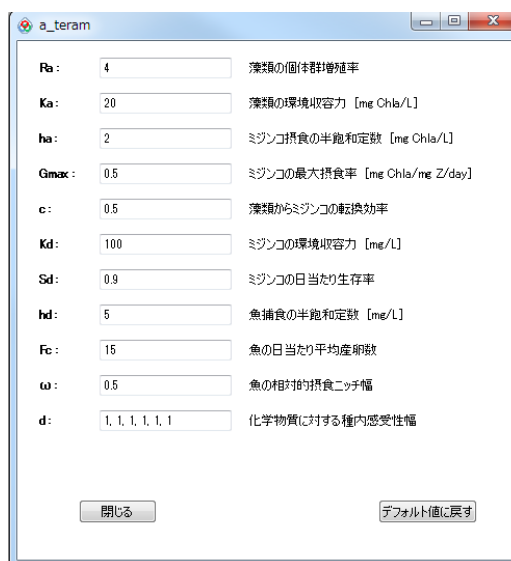


図 1-14 詳細設定画面

タの値を変更することができます。

パラメータ値を変更するには、メイン画面の **詳細設定** をクリックします。パラメータ一覧表示ウィンドウが現れます (図 1-14 参照)。各行に、パラメータ記号、デフォルト値 (ボックス内) パラメータ名称の順に記載されています。変更したいパラメータ値をボックス内に入力し、**閉じる** をクリックしてください。すべてのパラメータ値をデフォルト値に戻したいときは、**デフォルト値に戻す** をクリックしてください。

各パラメータの名称と意味は下記の通りである。

- Ra** : 「藻類の個体群増殖率」は、緑藻等の主要な植物プランクトンが、十分な栄養塩類と水温、光強度が与えられているときに、1日当たり何倍に増殖できるかを示す。値を大きく設定すると、藻類増殖阻害への毒性影響は緩和される傾向がある。
- Ka** : 「藻類の環境収容力」は、環境水の単位体積当たりに増殖できる最大の植物プランクトン生物量を示す。藻類の密度効果の指標である (値が小さいほど密度効果は大きい)。
- ha** : 「ミジンコ摂食の半飽和定数」は、ミジンコ類が藻類を摂食する際に、ミジンコの個体 (生物量) 当たりの摂食量が、藻類の生物量に対して飽和する (藻類が多くなると飽食によって一定量以上は摂食しなくなる) 程度を表わす。値が小さいほど藻類が少ないときの摂食量が多く、藻類が多くなる前に飽食することを意味する。
- Gmax** : 「ミジンコの最大摂食率」は、餌となる藻類が十分にあるとき、ミジンコが個体 (単位生物量) 当たりに摂食する最大の藻類の量を表わす。値が大きくなると、ミジンコの急性および慢性影響を介する生態影響が小さくなる。逆に、値が小さくなると、ミジンコの急性および慢性影響を介する生態影響が大きくなり、藻類増殖阻害を介する化学物質の生態影響は小さくなる。
- c** : 「藻類からミジンコの転換効率」は、ミジンコが摂食した藻類の生物量が、ミジンコの個体に同化され、繁殖によって次世代の生物量に変換される効率を意味する。値の変化がもたらす化学物質の生態影響の変化は、**Gmax** と同様である。
- Kd** : 「ミジンコの環境収容力」は、餌が十分にある条件でミジンコが環境水の単位体積当たりに生息できる最大の生物量を示す。餌資源である藻類の欠乏以外の要因でもたらされるミジンコの密度効果の指標である (値が小さいほど密度効果は大きい)。
- Sd** : 「ミジンコの日当たり生存率」は、餌の欠乏や魚からの捕食による死亡を差し引いたミジンコの日当たり自然生存率を意味する。値が大きくなると、ミジンコの急性および慢性影響を介する生態影響が小さくなる。
- hd** : 「魚捕食の半飽和定数」は、魚がミジンコを捕食する際に、魚の個体 (生物量) 当たりの捕食量が、ミジンコの生物量に対して飽和する (ミジンコが多くなると飽食によって一定量以上は捕食しなくなる) 程度を表わす。値が小さいほどミジンコが少ないときの捕食量が多く、ミジンコが多くなる前に飽食することを意味する。

- w** : 「魚の相対的摂食ニッチ幅」は、魚が繁殖のために必要な餌資源として、ミジンコ以外の様々な餌を利用できる程度を示す。 $w=1$ のとき、魚の繁殖にミジンコは必要なく、これらの種に対する直接の毒性影響の強さにかかわらず藻類とミジンコを介する化学物質の生態影響は無いと評価されることになる。逆に、 $w=0$ のとき、ミジンコがなければ魚は繁殖できなくなり、種間相互作用を介する藻類やミジンコの生態影響は最も大きく評価される。
- d** : 「化学物質に対する種内感受性幅」は、化学物質に対する毒性反応の感受性（反応閾値）が種内でどの程度ばらついているかを示す。化学物質に対する反応閾値が個体間で異なる変異幅を、化学物質濃度の対数尺度で表す。感受性幅が大きいほど、集団レベルでの濃度反応曲線の形が滑らかとなる。デフォルトの設定では、1 つまり感受性の種内変異は1桁であると仮定している。6種類の毒性反応について（魚類急性毒性、魚類成長阻害、魚類繁殖阻害、ミジンコ急性毒性、ミジンコ繁殖阻害、藻類増殖阻害）個別に設定することができる。

第2部 ガイダンス

A-TERAM は、時間 t を 4 月 1 日を第 1 日とする日数で定義し、3 栄養段階にある生物の生物量（個体数）の経日変化を 1 年間 ($t=1-365$) シミュレーションすることによって、最上位種の年あたり個体群増加率の低下率（生態リスク指数）を算定する。

ガイダンスでは、A-TERAM のモデルの構造やパラメータ値の意味と設定根拠、入力データの利用方法に関して、生態学モデル、個体成長モデル、化学物質の体内動態、毒性反応モデルと毒性データ解析法、化学物質の環境中濃度等の項目ごとに解説する。

2.1 生物群集の動態

2.1.1 想定する生態系

メダカに代表される小型淡水魚が生息する、温帯域における池沼や農業用排水路、湖沼沿岸域などの小規模な止水もしくは半止水の淡水生態系を想定する。また、藻類の増殖が日照の不足や栄養塩類の欠乏によって制限されない富栄養で生産性の高い環境を仮定する。このような環境は、河川の上中流域や湖沼の沖域を含む多様な淡水域を代表するものではないが、農村地帯や都市近郊の水域の多くを代表し、化学物質の生態リスク評価を目的としたモデル生態系としての一般性を有すると考えられる。

2.1.2 各栄養段階における生物頻度の定義

各栄養段階にある生物の頻度（量）を次のように定義する。

藻類：環境水の単位体積（1 リットル）あたりクロロフィル重量（ μg ）

ミジンコ：環境水の単位体積（1 リットル）あたり乾燥重量（ mg ）

魚：環境水の単位体積（ m^3 ）あたり個体数

各栄養段階の生物量を次の変数で表す。

$A(t)$ ：時間 t における藻類のクロロフィル密度（ $\mu\text{gChla/L}$ ）

$D(t)$ ：時間 t におけるミジンコの生物量密度（ mg[乾燥重量]/L ）

$F(t,a)$ ：時間 t における日齢 a の魚の個体数密度（ ind/m^3 ）

魚の個体群は、日齢 a によってさらに細分化された年齢構成を持つ。

2.1.3 藻類の個体群動態

藻類の生物量は増殖によって増加し、ミジンコの摂食によって減少する。ミジンコが単位生物量あたりに摂食する藻類の生物量は、次の Holling II 式に従うとする (Bonsall and Hassell 2007)。

$$G_{\max} \frac{A(t)}{h_a + A(t)} \quad (1)$$

ここで、 G_{\max} はミジンコの最大摂食率、 h_a はミジンコによる藻類の摂食における半飽和定数である。

藻類の個体群増加率を R_a 、藻類の環境収容力を K_a と書き、個体群の成長にリッカー・モデル (Ricker model) を採用すると (Yodzis 1989)、増殖による増加と摂食による消失がもたらす藻類の個体群変動は次式で表される (\ln は自然対数)。

$$A(t+1) = R_a e^{-\frac{\ln R_a}{K_a} A(t)} A(t) - G_{max} \frac{D(t)}{h_a + A(t)} A(t) \quad (2)$$

2.1.4 ミジンコの個体群動態

ミジンコは、藻類を摂食することによって成長、繁殖し、生物量を増やすことができるが、飢餓状態では死亡によって一定の率で減少する。さらに、*Daphnia* 属の多くの種や近縁の枝角類の種は、野外では種特有の限られた時期に出現する傾向があることから (花里 1998; ホーン・ゴードマン 1999)、最適水温などの環境条件によるミジンコの繁殖能力の季節的変化を考慮し、それを反映させる季節関数を導入した。ミジンコの個体群動態は次の差分式で表わされる。

$$D(t+1) = \left\{ S_d + c G_{max} \frac{A(t)}{h_a + A(t)} 10^{-\left(\frac{t-T_{opt}}{T_w}\right)^2} \left(1 - \frac{D(t)}{K_d}\right) \right\} D(t) \quad (3)$$

大かっこ内の第1項は生存、第2項は繁殖によって単位生物量あたりのミジンコが翌日のミジンコ生物量に寄与する率を表わす。ここで、 S_d はミジンコの日当たり生存率、 K_d はミジンコの環境収容力 (mg/L) である。 c は藻類からミジンコへの転換効率で、最大摂食率で藻類を摂食しているミジンコが、餌条件以外の環境が最適である時、個体成長と繁殖によって増加するミジンコの生物量の、摂食した藻類の生物量に対する比率を表わす。転換効率 c が高いほど、ミジンコのエネルギー効率と繁殖力が高いことを意味する。

一般的に、ミジンコ類 (甲殻類鰓脚綱枝角目) の多くの種は、自然環境では限られた季節に出現する。特に、淡水生態系の生食連鎖で重要な大型枝角目を代表する *Daphnia* 属、*Ceriodaphnia* 属、*Moina* 属等の多くの種は、温帯域の低地における湖沼では春季に卓越したのち、水温や餌条件、溶存酸素量等の点で好適でなくなる夏季以降は個体数を減少させることが知られている (Hall 1964; Clark and Carter 1974; Jones et al 1979; Hanazato 1992)。このようなミジンコ類の動態における

季節性をモデルに反映させるため、季節関数 $10^{-\left(\frac{t-T_{opt}}{T_w}\right)^2}$ が繁殖による個体群増加率に乘じられている。ここで、 T_{opt} はミジンコ増殖の最適日、 T_w はミジンコ増殖期間の幅である。関東平野 (霞ヶ浦周辺) における野外調査の結果より、大型ミジンコ類が4月下旬をピークに6月下旬にはほとんど出現しなくなることを参考に、 $T_{opt}=30$ 、 $T_w=60$ と設定した。

魚が捕食によってミジンコ個体群を減衰させる効果 (トップダウン効果) は A-TERAM では考慮されていない。魚がミジンコを捕食するにもかかわらず魚のミジンコ個体群に対するトップダウン効果がないという仮定は、生態学モデルとしては許容されない。なぜなら、食うものと食われるものとの関係によって食われるものの個体数が減少することは明白であり、実際、動物プランクトン群集の生物量や種構成は、捕食者であるプランクトン食魚の有無に大きく左右されることが多くの野外調査からも明らかとなっているからである (Carpenter and Kitchell 1993)。

しかし、魚のミジンコに対するトップダウン効果は、魚の個体密度に大きく依存し、これはモデル上の魚の初期個体数の設定に左右される。また、魚の個体あたりの最大捕食量の仮定にも大きく依存してしまう。つまり、魚の個体群動態の速さがミジンコの個体群動態よりはるかに遅く、1年間のシミュレーションしか行わない A-TERAM では、魚とミジンコとの生態学的相互作用による平衡個体数を評価できず、魚のミジンコに対するトップダウン効果はモデルの仮定 (パラメータの設定と初期条件) だけに依存する。

ミジンコの個体群に作用する化学物質の毒性影響は、ミジンコ個体群の減衰を介するボトムアップ効果（餌としてのミジンコの欠乏が魚の個体群を衰退させる効果）によって、魚の個体群への影響として評価される。A-TERAM では、魚からミジンコへの生態学的なトップダウン効果（魚が捕食によってミジンコを減らす効果）が、ミジンコから魚へのボトムアップ効果を介する化学物質の影響を緩和させる作用は考慮されない。つまり、魚がミジンコをほとんど食い尽くして飢餓状態にあるような状況で、化学物質の魚への毒性によってミジンコの個体群が回復し（トップダウン効果の減少）、魚にとっての餌条件が改善されることによって化学物質の生態毒性が群集レベルで代償される作用までは考慮されていない。数理モデルとしての A-TERAM の目的は、化学物質の生態影響を種間相互作用を介する上位種への波及効果によって統合的に整理することに限定される。

2.1.5 魚の個体群動態

魚として日本産メダカ (*Oryzias latipes*) の野外個体群（霞ヶ浦周辺に生息する南日本集団）を想定した。

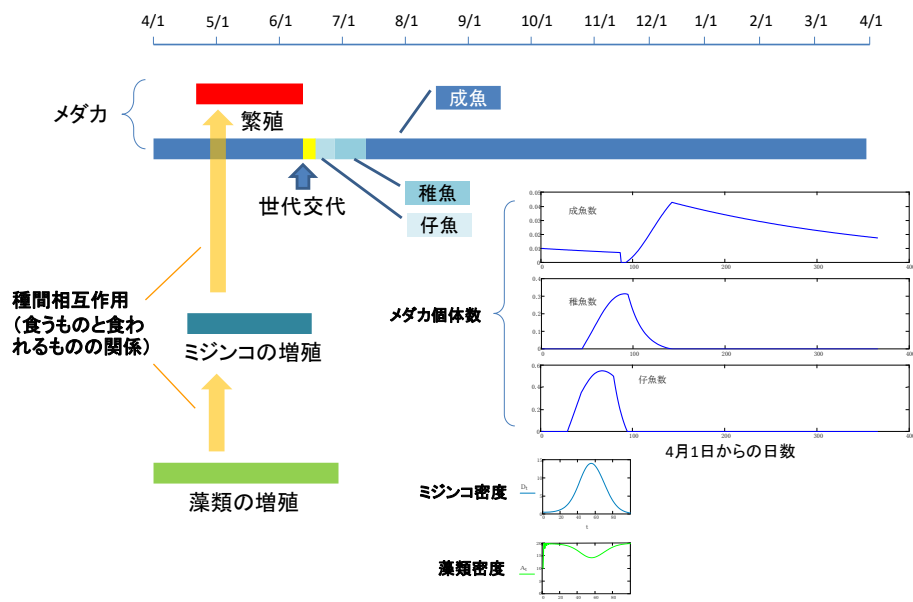


図 2-1 A-TERAM における 3 種の繁殖と生存の季節的レジーム

魚の繁殖シーズンは、シミュレーション開始（4月1日）後 22 日目（4月 22 日）から 71 日目（6月 10 日）までとする。このような繁殖シーズンの設定はメダカの野外個体群における観察事実と概ね合致している。また、魚の寿命は 420 日と仮定した。したがって $a = 1 \dots 420$ である（図 2-1 参照）。

魚はミジンコやその他の餌を食べて繁殖（産卵）し、孵化した稚魚は、特定の生存率を維持しながら成長すると仮定する。魚が個体あたりに捕食するミジンコの生物量は、Holling II 式に従うとする (Bonsall and Hassell 2007)。

したがって、時点 $t+1$ における卵の数は

$$F(t+1,1) = \left\{ \omega + (1-\omega) \frac{D(t)}{h_a + D(t)} \right\} \sum_{a=71}^{420} F(t,a) R(t,a) \quad (4)$$

によって表わされる。ここで、 h_a は魚の半飽和定数、 $R(t,a)$ は時点 t における齢 a のメスの魚 1 匹あたり 1 日当たりの産卵数（餌条件が十分な時の産卵数）、 ω は魚の摂食ニッチ幅で、魚にとってのミジンコ以外の餌生物の相対的な資源利用可能性を意味する。 $\omega=1$ のとき、魚の繁殖にとって餌としてのミジンコは必要でない。逆に、 $\omega=0$ のとき、ミジンコがなければ魚は繁殖できなくなり、種間相互作用を介する藻類やミジンコの生態影響は最も大きく評価される。

式 (4) の導出は次の通りである。魚の個体あたり 1 日当たり捕食量を $P(t)$ と書く。ミジンコが十分いるときはミジンコのみを食べるが、ミジンコが欠乏すると、欠乏分を他の餌で補おうとする。ミジンコが低密度のとき他の餌を優先的に摂食するスイッチング型の捕食（寺本 1997）は仮定しなかった。

ミジンコに対する最大捕食率を P_{max} 、ミジンコ以外の餌に対する最大捕食率を P_{max}^* とする。最大捕食率は、餌の捕まえやすさだけでなく、資源としての価値（資源量や栄養価）も反映すると仮定する。Holling II 型の捕食関数における $\frac{D(t)}{h_a + D(t)}$ の項は、飽食の程度を表わす。ミジンコによって飽食していない程度に応じて他の餌を摂食し、その摂食の効率は非常に高いとすると、魚が個体あたりに 1 日で捕食する餌の量（捕食量）の総計は次式で表わされる。

$$P(t) = P_{max} \frac{D(t)}{h_a + D(t)} + P_{max}^* \left(1 - \frac{D(t)}{h_a + D(t)} \right) \quad (5)$$

ここで、ミジンコ以外の餌のミジンコに対する相対的な資源有効性は ω なので、 $P_{max}^* = \omega P_{max}$ である。これを代入すると、 $P(t) = P_{max} \left\{ \omega + (1-\omega) \frac{D(t)}{h_a + D(t)} \right\}$ が得られる。魚 1 個体あたりの産

卵数は、摂食した餌に比例して増加すると仮定すると、 $R(t,a) \frac{P(t)}{P_{max}}$ である（最大摂食量に占める摂食量の率を産卵数に乗じたもの）。したがって、魚の個体あたり日あたり産卵数は次式となる。

$$R(t,a) \left\{ \omega + (1-\omega) \frac{D(t)}{h_a + D(t)} \right\} \quad (6)$$

齢 a の魚の日あたり産卵数を示すこの式に各齢の個体数 $F(t,a)$ を掛け、齢に関して総和したものが式(4)の右辺である。

魚の個体数は、繁殖による増加と死亡による減少によって決まる。各日齢の魚の個体数が死亡によって次第に減少することは次式によって表わされる。

$$F(t+1, a+1) = S_f(a) F(t, a) \quad \text{if } a \geq 1 \quad (7)$$

ここで、 $S_f(a)$ は魚の日当たり生存率である。 $S_f(a)$ の値は、卵期、仔魚期、稚魚期、成魚期に相当する齢区間ごとに齢特異的に設定した（2.1.7 参照）。

魚の生存率は餌生物としてのミジンコの現存量には依存しないと仮定した。長期的な魚の生存率は、仔魚期や稚魚期における生存率に左右される。自然環境下において、これらの期間は初夏から初秋に相当し、多くのミジンコ類は環境から消失すること、ミジンコ以外の多様な餌生物（ユスリカ類、環形動物類などの底棲生物、水生昆虫の幼虫等）が池沼に出現し卓越することから稚仔魚はミジンコ以外の餌生物を主に摂食することで生残り成長することが可能だと考えられる。

2.1.6 魚の個体成長

魚の初期生活史における化学物質の長期曝露の慢性影響を評価するためには、魚の個体成長（体サイズの成長）とそれに与える化学物質の作用、さらに個体成長と魚の個体群増加率との関係が定式化されていなければならない。A-TERAM では、魚の個体成長をモデル化するために、次の von Bertalanffy 成長モデルの差分方程式を採用した (von Bertalanffy 1957; Gurney and Nisbet 1998)。

$$L(t+1, a+1) = L(t, a) + \max[\gamma\{L_{max} - L(t, a)\}, 0]$$

ここで、 $L(t, a)$ は、時点 t における日齢 a の魚の体長 (mm)、 γ は単位時間あたり成長率、 L_{max} は最大体長 (mm) である。

体サイズは魚の最大産卵数を決めることによって、魚の個体群増加率に影響を与えると仮定する。実際の数値シミュレーションにおいては、計算開始時点（4月1日）における成魚の体サイズを、全個体が前年の5月1日に生まれたとして個体数のシミュレーションの前に算定しておく（化学物質の曝露濃度などの条件は当該年と同じと設定する）。体サイズの動態は密度効果を考えなければ魚の個体数の影響は受けないので、個体数変動とは別に計算しておくことができる（魚の体サイズと化学物質の体内濃度の動態に関しては 2.1.6 「魚の個体成長」 および 2.2.1 「化学物質の体内動態」参照）。産卵数 $R(t, a)$ は、体の体積つまり体長の立方に概ね比例することが知られているため (Wootton 1979; Roff 1984, 1992)、次式に従うと仮定する。

$$R(t, a) = \begin{cases} R_{max} \left(\frac{L(t, a)}{L_{\alpha}}\right)^3 & \text{if } L(t, a) \geq L_{\alpha} \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases} \quad (8)$$

L_{max} は繁殖期の最大体長、 R_{max} は化学物質の曝露がなく体長が最大である時の産卵数、 L_{α} は繁殖開始サイズ（繁殖できるようになる体長）である。

2.1.7 生態学的パラメータの設定と生態リスクの指標

A-TERAM においてデフォルト値として設定した生態学的パラメータの値を表に示す。これらの設定値は、淡水生態学や陸水学関連の研究論文や書籍等から得られた生活史特性に関する文献値、霞ヶ浦周辺の水田地帯における野外調査から得られたメダカ的生活史に関する知見に基づいている。パラメータ値設定の根拠に関する詳細は、S.5 「生態学的なパラメータ（デフォルト値）設定の根拠」を参照されたい。

記号	名称	数値	単位	備考
$A(1)$	藻類初期密度	10	$\mu\text{g Chla/L}$	
$D(1)$	ミジンコ初期密度	0.5	mg/L	
$F(1,335)$	魚初期個体数	1	ind/m^3	
R_a	藻類の最大増殖率	4	-	藻類の内的自然増加率は約 1.4
K_a	藻類の環境収容力	20	$\mu\text{g Chla/L}$	クロロフィルピーク観測値の 10 分の 1
G_{max}	ミジンコの最大摂食率	0.5	$\mu\text{g Chla/mg Z/day}$	ミジンコ単位バイオマス日当たり藻類最大摂食率
c	藻類からミジンコへの転換効率	0.5	$\mu\text{g Chla/mg Z/day}$	
h_a	ミジンコの半飽和定数	2	$\mu\text{g Chla/L}$	ミジンコが藻類を摂食する際の半飽和定数
K_d	ミジンコの環境収容力	100	mg/L	

T_{opt}	ミジンコ増殖の最適日	30	日	
T_w	ミジンコ増殖期間の幅	60	日	
P_{max}	魚の最大捕食率	5	mg Z/ind M/day	
S_d	ミジンコの生存率	0.9	-	
h_d	魚の半飽和定数	5	mg/L	魚がミジンコを捕食する際の半飽和定数
$S_f(a)$	魚の日当たり生存率			
	卵期間 ($1 \leq a \leq 7$)	0.94	-	
	仔魚期間 ($8 \leq a \leq 22$)	0.94	-	
	稚魚期間 ($23 \leq a \leq 70$)	0.94	-	
	成魚期間 ($71 \leq a \leq 420$)	0.996	-	
R_{max}	魚の日当たり最大産卵数	15	個	メダカを想定
L_{max}	魚の最大体長	29	mm	メダカを想定
L_b	魚の初期体長	2	mm	メダカを想定
L_a	魚の繁殖開始サイズ	20	mm	メダカを想定
γ	魚の成長率	0.00914	-	メダカを想定
ω	魚の摂食ニッチ幅	0.25	-	ミジンコ以外の餌の相対的資源利用可能性

付記) R_a , G_{max} 等のパラメータ値を大きく設定すると、藻類およびミジンコ個体群に動的不安定性が生じ、曝露濃度と反応が単調増加でなくなる場合がある。

A-TERAM における生態リスク評価の指標は、最上位種である魚の年あたり個体群増加率 (population growth rate) の低下率であり、生態リスク指数 (ERQ, ecological risk quotient) と呼ぶ。個体群増加率⁵ はある年の個体数に対する次の年の個体数の比率 (ある年の個体数を N , 次の年の個体数を N^* とすると、 N^*/N) として定義する。したがって個体群は、個体群増加率が 1 より大きいとき増加、1 より小さいとき減少する。1 のとき個体群の増減はない。

魚の年あたり個体群増加率 λ は、モデル上では 4 月 1 日 (シミュレーション開始時) における成魚の個体数に対する 1 年後の 4 月 1 日における成魚の個体数の比率と定義され、次式によって与えられる。

$$\lambda = \frac{\sum_{k=\alpha}^{420} F(365, k)}{F(1, 335)}$$

ここで、 $F(1, 335)$ は初期個体数 (シミュレーションは、全個体が前年の 5 月 1 日に生まれた成魚、つまり日齢 335 の個体から始まると仮定している)、 α は性成熟するのに必要な日数である。

化学物質の曝露がない条件下における個体群増加率を λ_{max} 、曝露条件下における個体群増加率を λ^* と書くと、生態リスク指数は

$$ERQ = 1 - \frac{\lambda^*}{\lambda_{max}}$$

と定義される。

⁵ 個体群成長率とも言う。「個体群増加率」のより一般的な定義は、単位時間あたり個体数増分の個体数に対する比率 $(N^* - N)/N$ である。

2. 2 化学物質への毒性反応

2.2.1 化学物質の体内動態

寿命が長く、生物蓄積性に関する情報が比較的得やすい魚に対しては、化学物質の体内動態をモデル化し、短期間の毒性試験から得られた毒性情報を長期間で顕在化する毒性反応に外挿するために利用する。

時間 t における環境中濃度を $X(t)$ (mg/L), 体内濃度を $C(t)$ とする (mg/L)。1 次の毒性速度論モデル (toxico-kinetics model) より、化学物質の取り込み係数を k_i , 化学物質の排出係数を k_e とすると、体内濃度の単位時間当たり変化は $C(t+1) - C(t) = k_i X(t) - k_e C(t)$ である (図 2-2 参照)。よって、

$$C(t+1) = k_i X(t) + (1 - k_e) C(t) \quad (9)$$

と書ける (Newman and Clements 2008)。生物濃縮係数 BCF は k_i / k_e に等しい。ここで、体内濃度を BCF の逆数でスケールすると、 $C^*(t) = \frac{k_e}{k_i} C(t)$ となる。 C^* は、体内濃度が環境中濃度の BCF 倍に達したとき、環境中濃度と等しくなるように基準化したもので、体内最大濃度 (定濃度曝露下における体内定常濃度) に対する相対値として体内濃度を表すことによって、異なる BCF をもつ化学物質が生物体内で蓄積するパターンの比較を容易にする (Newman and Clements 2008)。

$C^*(t) = \frac{k_e}{k_i} C(t)$ を代入することによって、式(9)は次式に書き換えられる。

$$C^*(t+1) = k_e X(t) + (1 - k_e) C^*(t) \quad (10)$$

実際のシミュレーションでは、体内濃度の時系列は環境中濃度の時系列データから次式を用いて算定した。

$$C^*(t) = k_e \sum_{\tau=1}^{t-1} (1 - k_e)^{t-\tau-1} X(\tau) \quad (11)$$

したがって、化学物質が生物蓄積によって体内最大濃度にまで達する速さは、排出係数 k_e のみによって決定される。排出係数が大きいほど生物蓄積過程は速く進行し、短い時間で体内最大濃度に達する。逆に、排出係数が小さいほど生物蓄積過程は遅く進行し、体内最大濃度に達するまでに長い時間が必要である (図 2-3 参照)。

排出係数が小さい場合、短期間 (4 日間等) の毒性試験で推定された毒性値を、長期間の曝露環境下で発現される毒性に外挿する際に、毒性の過小推定になる可能性が高い。通常毒性試験は 96 時間以内の短期間なので、排出係数が小さい場合、体内濃度が試験期間中に体内最大濃度もしくはその近い値に達しないと考えられる。特定の毒性反応を引き起こす体内閾値濃度が時間を経ても変わらないと仮定すると、曝露期間が長くなるにしたがって特定の毒性反応を引き起こす環境中濃度は低くなる傾向にある。つまり、 LC_{50} 等の毒性値に時間依存性が生じ、曝露期間が長くなるほど毒性値が低くなり毒性は強くなると考えられる (Kooijman 1981)。A-TERAM では、生物蓄積係数が高い場合 (BCF が 100 以上)、生物

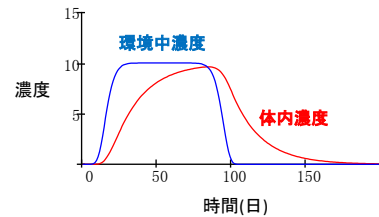


図 2-2 化学物質の環境中および体内濃度変化

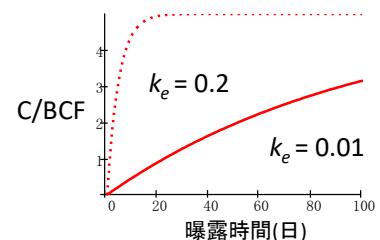


図 2-3 化学物質の排出係数と体内蓄積速度の関係

蓄積過程に長い時間がかかる化学物質では短期急性毒性と長期慢性毒性に大きな差異が生じると考えられる問題を、体内閾値濃度を毒性データから算定し毒性反応速度論モデルに基づいて長期毒性を外挿推定することによって回避している。ただし、ここで採用した計算法は、体内の標的器官に回復性がなく、体内閾値濃度が時間に対して変化しないという仮定に基づいたものである。実際には、標的器官のダメージは経時的に減少する傾向があるかもしれず、そのようなダメージの動態を記述した毒性動態モデル (toxico-dynamic model) の連動は毒性反応の時間変化のより完全な記述となる (TKTD モデル: toxico-kinetic toxico-dynamic model) (Lee et al. 2002; Ashauer et al. 2007, 2011)。しかし、通常の生態毒性試験の枠組みでは毒性動態に関する何らかの情報が得られることはまれであり、毒性速度論モデルのみから長期的な曝露による影響を勘案することがより安全側に立った方策と言えるだろう。

各化学物質に対する排出係数の割り当て値は BCF (魚類の蓄積性試験による実測値) に基づいて以下の基準に従って設定した。

(i) BCF が 100 未満の場合: $k_e = 0.2$ と設定する。実質的に生物蓄積は生じないと考え、推定上限値 (下記参照) を有効 1 桁に丸めた。BCF が 100 以上の物質との連続性を保つため、推定上限値と等しい値に設定した。

(ii) BCF が 100 以上の場合: K_{ow} に基づく推定値 $k_e \approx 10^{-0.66 \log(K_{ow}) + 0.95}$ を設定する (推定式については S.4 「排出係数の算定方法」を参照されたい)。 K_{ow} が境界値を超えた場合 ($\log K_{ow} < 2.6$, $\log K_{ow} > 6.2$) は、それぞれ、 $k_e = 0.17$, $k_e = 0.0007$ と設定する。

2.2.2 毒性反応モデル

生物の生存や繁殖を左右する生物の個々の特性のことを生活史特性 (life history trait) と言う。A-TERAM では、化学物質の有害性は魚の生存、産卵、個体成長、ミジンコの生存、繁殖、藻類の増殖の 6 つの生活史特性に影響を及ぼし、その結果、個体群のパラメータである魚の日あたり生存率、個体あたり産卵数、個体成長率、ミジンコの生存率、個体あたり繁殖率、藻類の個体群増加率に変化をもたらすと想定されている。

化学物質の曝露濃度 (もしくは体内濃度) と毒性反応の量的な関係は、毒性反応モデルによって表わされ、種や生活史特性の違いにかかわらず同様の数学的な表現を採用している。

毒性反応モデルは、化学物質の曝露濃度として、藻類とミジンコに関しては化学物質の環境中濃度、魚に関しては化学物質の体内濃度 (BCF でスケールされた体内濃度) に基づいて、濃度と生活史特性の低下との量的な関係を記述する。どちらの濃度も mg/L を単位とし、常用対数変換値 ($x(t)$ および $c(t)$) を用いる (濃度が 0 の場合は、極端に小さな値を使用する)。

$$x(t) = \log[X(t)]$$

$$c(t) = \log[C^*(t)]$$

化学物質の曝露に対する個体もしくは個体群レベルの反応を表す関数をハザード関数 (hazard function) と言う。A-TERAM では、ハザード関数として一般閾値モデル (general unified threshold model) を採用した (Jager et al. 2011)。

一般的に、化学物質に対する生物の毒性反応が個体群 (もしくは実験室集団) のレベルで特定の濃度反応曲線を描く理由として、化学物質に対する反応閾値が個体間で変異することに基づく個体耐性モデル (individual tolerance model; Finney 1947; Newman and McCloskey 2000) と、個体の

毒性反応に確率的なゆらぎが存在すると仮定する確率的死亡モデル (stochastic death model; Bedaux and Kooijman 1994; Widianarko and Van Straalen 1996) が考えられている。一般閾値モデルは、これら 2 つの説明原理を 1 つのモデルに統合化し、化学物質の濃度反応性を最も一般的に記述することに成功している。

個体が化学物質に対する毒性反応を示す閾値濃度 (常用対数スケール) を反応閾値 z と定義する。特定の反応閾値を持つ個体のハザード関数は次の線形関数を仮定する (図 2-4 参照)。

$$h_z(x) = \min[1, \eta \max[0, x - z]] \quad (\text{藻類およびミジンコ}) \quad (12a)$$

$$h_z(c) = \min[1, \eta \max[0, c - z]] \quad (\text{魚}) \quad (12b)$$

ここで、 η は反応勾配 (response slope), \min と \max はそれぞれカッコ内の最小値と最大値を選択する関数である。化学物質の曝露濃度として環境中濃度もしくは体内濃度が使われることに対応して「藻類およびミジンコ」と「魚」を区別して表記した。個体レベルのハザード関数として、線形関数を採用した理由は、これが最も簡単で一般性の高い仮定であり、通常の毒性試験からは個体レベルの反応の非線形性 (反応曲線の形) に関する情報はほとんど得られないからである。

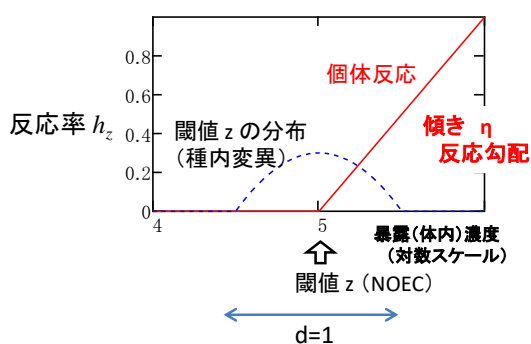


図 2-4 個体レベルのハザード関数と閾値の分布

毒性試験から得られるエンドポイントの推定値 (NOEC, EC₅₀ 等) は、実験供試個体が種の代表的な感受性 (耐性値) を持つ個体のみから成るときの濃度反応関係を反映すると仮定する。つまり、個々の毒性試験は平均的な閾値を持つ個体のみから構成される均一なシステムに対して行われ、試験結果は反応閾値の種内変異を必ずしも反映しないとみなす。また、「代表的な耐性値」を持つ個体は、種の平均的な反応閾値 (平均閾値) を持つものと仮定する。藻類とミジンコの場合、平均閾値は無影響濃度

(NOEC) から次式で直接決定される。

$$\bar{z} = \log(\text{NOEC}) \quad (\text{藻類およびミジンコ}) \quad (13a)$$

魚の場合、化学物質の体内蓄積を考慮し NOEC の濃度における連続曝露によって蓄積した体内濃度を平均閾値とする。よって魚では

$$\bar{z} = \log[k_E \text{NOEC} \sum_{t=0}^{D-1} (1 - k_E)^t] \quad (\text{魚}) \quad (13b)$$

である。ここで、 D は NOEC の推定に要した試験期間 (曝露日数) である。

個体群レベルのハザード関数 $\bar{h}(x|\bar{z}, \eta)$ は、反応閾値の個体変異を考慮に入れる。個体群内における閾値の分布が $f(z)$ であるとき、個体群レベルのハザード関数は

$$\bar{h}(x|\bar{z}, \eta) = \int_{\bar{z}-d/2}^{\bar{z}+d/2} h_z(x) f(z) dz \quad (14)$$

である。ここで、 d は常用対数スケールにおける閾値の範囲 (閾値レンジ) である。魚の場合、環境中濃度 x は体内濃度 c に置き換えられる。

反応閾値の分布関数として下記の 2 次関数を採用する。

$$f(z) = \begin{cases} \frac{3}{2a} \left(1 - \left(\frac{z-\bar{z}}{a/2}\right)^2\right) & \text{if } |z - \bar{z}| \leq \frac{d}{2} \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases} \quad (15)$$

閾値の分布幅は閾値レンジ d で表わされる。閾値レンジが適当な大きさであれば、上記の個体群レベルのハザード関数はシグモイド曲線を描く（図 2-5 参照）。

一般的に、化学物質に対する生物の感受性の種内分布は（対数）正規分布によって近似される。A-TERAM で、感受性の分布として正規分布でなく 2 次関数を採用した理由は、正規分布を感受性分布に使うと個体群レベルの毒性反応

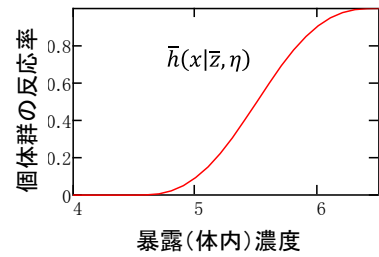


図 2-5 個体群レベルのハザード関数

に閾値の無いモデルとなるが、多くの一般化学物質や農薬などで閾値の無いモデルを採用する根拠がないこと、毒性と曝露濃度のデータから個体群レベルの毒性反応を計算するために、正規分布では数値積分を行う必要があり、膨大な数の計算が必要な群集のシミュレーションでは計算時間がかかりすぎることの二点である（式[15]を使った式[14]の計算、つまり濃度反応関数の計算には、計算時間の短縮のため、式[14]の解析解を使った。S.2 参照）。

閾値レンジのデフォルト値としてすべての生活史特性に対して $d=1$ を採用する。つまり、化学物質への反応閾値は種内で 10 倍（1 桁）の変異があると仮定する。このことは、室内実験で得られた NOEC 値の約 $1/3$ ($1/\sqrt{10}$) の低濃度から野外の個体群では毒性反応が生じると想定していることを意味する。霞ヶ浦周辺に生息するタマミジンコ (*Moina macrocopa*) で得られた自然個体群における感受性の遺伝変異は概ね 1 桁であることを示している（S.3 参照）。ただし、生態リスク評価の真の対象である野生生物の自然個体群で、化学物質への耐性（感受性）にどの程度の変異があるかはほとんどわかっていない。

A-TERAM では、化学物質の毒性は「魚の生存 (S_M)」「魚の成長 (L)」「魚の産卵数 (R)」「ミジンコの生存 (S_D)」「ミジンコの繁殖 (cG_{max})」「藻類の増殖 (R_a)」に負の影響を与え、各栄養段階の個体群を減衰させると仮定している。各栄養段階における種の生活史特性に対する毒性影響と各栄養段階の個体群との関係は図 2-6 に模式的に整理してある。

個体群レベルのハザード関数によって表わされる各毒性反応による生態学的パラメータ (S_M, L, R, S_D, c, R_a) の変化は式(16a)から式(16f)で表される。生態学的パラメータに付したアスタリスクは、化学物質に対する毒性反応を反映したものであることを示す。魚の成長に関しては、曝露濃度を時間依存の形で表記し (x_t)、体長 L の増加率（成長率）を時間の関数として示してある。魚の産卵数に関して注意すべき点は、最大産卵数はさらに体長の関数であるため（式[8]）、産卵数は式(16c)で表現された直接の影響以外に、成長率の低下を介する間接的な影響を受けることである。

$$\textcircled{1} \text{魚の日あたり生存率} : S_M^*(x) = S_M \left(1 - \bar{h}(x|\bar{z}_1, \eta_1)\right) \quad (16a)$$

$$\textcircled{2} \text{魚の成長} : L^*(t+1) = L^*(t) + \max \left[\gamma \left\{ L_{max} - \frac{L^*(t)}{1 - \bar{h}(x_t|\bar{z}_2, \eta_2)} \right\}, 0 \right] \quad (16b)$$

$$\textcircled{3} \text{魚の産卵数} : R^*(x) = R_{max} \left(1 - \bar{h}(x|\bar{z}_3, \eta_3)\right) \quad (16c)$$

$$\textcircled{4} \text{ミジンコの日あたり生存率} : S_D^*(x) = S_D \left(1 - \bar{h}(x|\bar{z}_4, \eta_4) \right) \quad (16d)$$

$$\textcircled{5} \text{ミジンコの繁殖} : c^*(x) = c \left(1 - \bar{h}(x|\bar{z}_5, \eta_5) \right) \quad (16e)$$

$$\textcircled{6} \text{藻類の増殖} : R_a^*(x) = R_a^{1-\bar{h}(x|\bar{z}_6, \eta_6)} \quad (16f)$$

上記の式で、 $\bar{z}_1 \sim \bar{z}_6$ はそれぞれ、魚類急性毒性、魚類成長阻害、魚類繁殖阻害、ミジンコ急性毒性、ミジンコ繁殖阻害、藻類増殖阻害の生態毒性エンドポイントから推定された平均閾値である。各毒性エンドポイントから平均閾値を算定する方法は、2.2.6「生態毒性入力データに基づくハザード関数の決定手順」に整理されている。

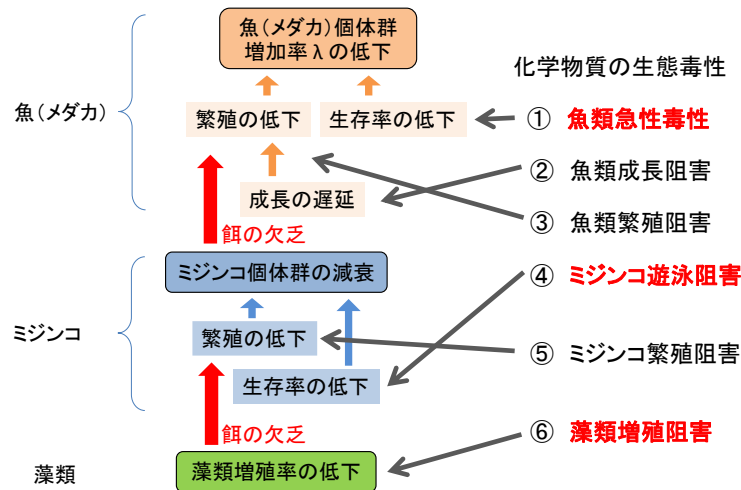


図 2-6 A-TERAM における生態毒性の作用経路

2.2.3 反応勾配の経験分布

反応勾配 η は生態毒性の濃度反応性を決定する重要なパラメータである。この節では、反応勾配 $\eta_1 \sim \eta_6$ を決定する方法を解説する。

入力データの生態毒性のエンドポイントが NOEC であれ EC_{50} (もしくは LC_{50}) であれ、反応勾配が異なれば、これらのエンドポイントから反応勾配を使って内挿もしくは外挿推定される毒性反応の予測値に大きな違いがもたらされる。毒性試験データから反応勾配を推定する際の誤差は、毒性反応の予測値に大きな不確実性をもたらし、化学物質の生態リスク評価結果を不安定化させると考えられる。

その一方で、ある 1 セットの生態毒性データから十分に正確な反応勾配の推定値を得ることは非常に困難である。化審法生態毒性試験法や OECD テストガイドラインの試験法基準を満たしていても、魚類急性毒性試験やミジンコ遊泳阻害試験で、0 と 1 の間にある中間的な死亡率や遊泳阻害率を示す濃度区が、反応勾配の推定を十分正確にするほど多数得られることはまれである。より長い試験期間と労力が必要な魚類成長阻害（初期生活史）試験やミジンコ繁殖阻害試験では統計的推計に有効な濃度区の数にはさらに限られることが多い。

そこで、生態毒性の反応勾配の不確実性によるリスク評価の不安定化を回避するために、各生活史特性におけるハザード関数の反応勾配を最も頻繁に観測される値（代表値）に固定する⁶。反応勾配の代表値を決定するために、「環境省生態影響試験結果」平成 24 年 3 月版（以後「環境省生態毒性データ」と呼称する）をデータベースとして毒性値の統計的解析を行い、魚類の成長阻害と繁殖阻害以外の生態毒性に関して、反応勾配の経験分布を推定した（S.6 参照）。このデータベースでは、同じ試験データに対して NOEC と EC₅₀（もしくは LC₅₀）の両方が報告されており、個々の試験データから反応勾配を算定することができる。魚類（メダカ *Oryzias latipes*）の成長阻害については環境省生態毒性データの元データ（ELS データ）の再解析から EC₂₀ を求め、さらに NOEC と EC₂₀ から反応勾配を推定した（S.7 参照）。魚類の繁殖阻害に関しては十分な生態毒性データが得られなかったため、反応勾配の代表値として、魚類の成長阻害と同じ値を割り当てた。

反応勾配の頻度分布は対数正規分布でよく近似できたため、得られた頻度データを対数正規分布に適合させ（一般化非線形回帰）、最尤推定された対数正規分布のパラメータとして算定されたモード値（最頻値）を代表値として採用した（S.6 参照）。反応勾配の分布の例（藻類の増殖阻害）を図 2-7 に示す。

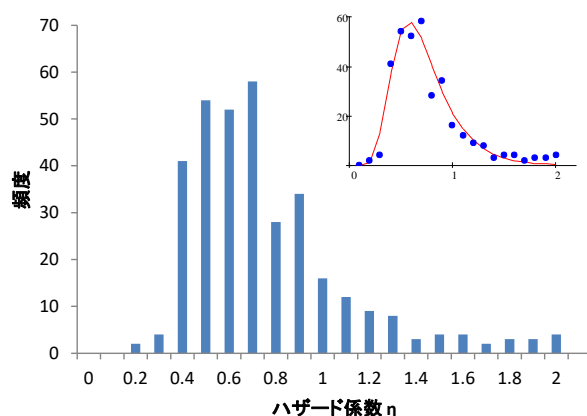


図2-7 藻類増殖阻害における反応勾配 η の頻度分布。右上のはめ込み図は対数正規分布（曲線）への適合を示す。

2.2.4 急性慢性外挿式

A-TERAM は、必須の生態毒性情報として魚類急性毒性 (LC₅₀)、ミジニコ急性毒性 (EC₅₀)、藻類増殖阻害 (NOEC もしくは EC₅₀) が必要である。その他 3 つの慢性毒性情報、魚類成長阻害 (NOEC)、魚類繁殖阻害 (NOEC)、ミジニコ繁殖阻害 (NOEC) について入力データがない場合は、必須データから外挿モデルを使って欠損している毒性値を推定し、毒性反応モデルにおける平均閾値を算定する。入力データがある場合は、外挿推定値より入力データの方を優先的に使用する。

外挿モデルは、説明変数として必須データを入力して目的変数として欠損している毒性値を推計する線形回帰モデルである。外挿モデルは環境省生態毒性データを生態毒性のデータベースとした統計的解析によって作成した。毒性値間の外挿推定の場合、説明変数にも推定誤差が含まれるので、説明変数の誤差を考慮した Barnthouse and Suter II (1986) の方法に基づいて、回帰式と目的変数の誤差分散を算定した。なお、ミジニコの急性遊泳阻害から繁殖阻害への外挿モデルに関

⁶ 決定論的シミュレーションの場合。確率論的シミュレーションについては後述。

しては、急性慢性比（ACR）がアミン類とアミン類以外の化学物質で大きく異なることが知られているので、化学物質をこれらの2群に分類し、外挿モデルを個別に作成した。魚類繁殖阻害に関しては十分な数の有効な生態毒性値が得られなかったため、外挿モデルは作成できなかった。

外挿モデルと誤差分散 $\text{Var}[\log(\text{NOEC})]$ を下に示す。 N は回帰式を推定した際のデータ数（有効な生態毒性エンドポイントの組数）を示す。回帰式における毒性値はすべて mg/L 単位である。

魚類急性毒性 - 魚類成長阻害 $N=29$

$$\log(\text{NOEC}) = 0.777 \log(\text{LC}_{50}) - 1.17 \quad (17)$$

$$\text{Var}[\log(\text{NOEC})] = 0.219 \cdot \left\{ 1 + \frac{1}{29} + \left(1 + \frac{0.777^2}{0.604} \right)^2 \cdot \frac{(\log(\text{NOEC}) - 0.044)^2}{97.126} \right\} \quad (18)$$

ミジンコ遊泳阻害 - ミジンコ繁殖阻害

非アミン類 $N=255$

$$\log(\text{NOEC}) = 0.937 \log(\text{EC}_{50}) - 0.961 \quad (19)$$

$$\text{Var}[\log(\text{NOEC})] = 0.262 \cdot \left\{ 1 + \frac{1}{255} + \left(1 + \frac{0.937^2}{0.878} \right)^2 \cdot \frac{(\log(\text{NOEC}) - 0.673)^2}{1117} \right\} \quad (20)$$

アミン類 $N=55$

$$\log(\text{NOEC}) = 1.353 \log(\text{EC}_{50}) - 1.739 \quad (21)$$

$$\text{Var}[\log(\text{NOEC})] = 0.522 \cdot \left\{ 1 + \frac{1}{55} + \left(1 + \frac{1.353^2}{1.831} \right)^2 \cdot \frac{(\log(\text{NOEC}) - 0.663)^2}{145.6} \right\} \quad (22)$$

上記の各外挿モデルの根拠となった急性毒性値および慢性毒性値データの2変数プロットを図2-8から図2-10に示す。

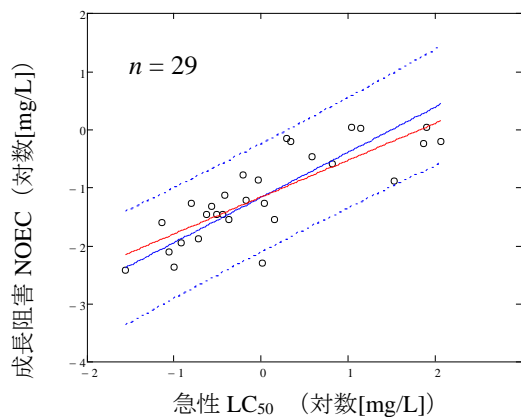


図2-8における成長阻害NOECの急性毒性値 LC_{50} に対する回帰。白抜き丸は観測された毒性値、青線は外挿モデル、赤線は一般的な線形回帰モデルを示す。 n はサンプル数、破線は95パーセント信頼区間を示す。

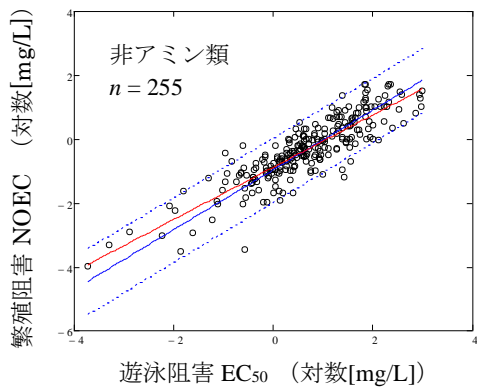


図 2-9 学物質間におけるミジンコ繁殖阻害 NOEC の急性遊泳阻害 EC₅₀ に対する回帰。白抜き丸は観測された毒性値、青線は外挿モデル、赤線は一般的な線形回帰モデルを示す。 n はサンプル数、破線は 95 パーセント信頼区間を示す。

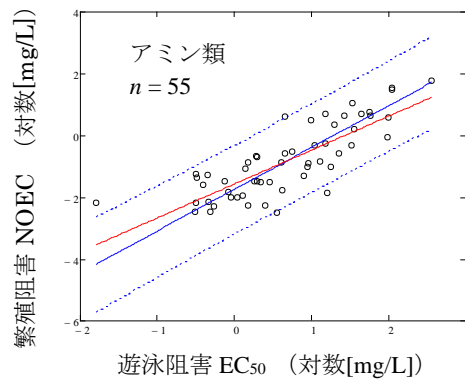


図 2-10 化学物質間におけるミジンコ繁殖阻害 NOEC の急性遊泳阻害 EC₅₀ に対する回帰。白抜き丸は観測された毒性値、青線は外挿モデル、赤線は一般的な線形回帰モデルを示す。 n はサンプル数、破線は 95 パーセント信頼区間を示す。

2.2.5 決定論的シミュレーションと確率論的シミュレーション

A-TERAM は入力された生態毒性データに対して、決定論的シミュレーションと確率論的シミュレーションの 2通りの計算を行うことができる。2つの計算法の違いは、ハザード関数の反応勾配と慢性毒性の外挿推定値に対して既存データから求めた最頻値を定値として使用するか、もしくは推定値の分布からランダムに抽出した数値をシミュレーションごとに使用するかである。

決定論的シミュレーションでは、ハザード関数の反応勾配は環境省生態毒性データから算定された推定値のモード（最頻値）を代表値として固定し、さらに急性慢性外挿を行った場合は、外挿モデルによる点推定値を慢性毒性値として採用する。したがって、1連の入力データに対して、決定論的シミュレーションでは1つの最良推定値をリスク評価結果として出力する。

これに対して、確率論的シミュレーションは、個体群増加率とその低下率（生態リスク指数）を計算する際に、パラメータ推定の不確実性を反映した確率分布として計算結果を出力する。確率論的シミュレーションでは、各生活史特性に対するハザード関数の反応勾配を、環境省生態毒性データから算定された反応勾配の経験分布（最適適合された対数正規分布）から無作為抽出によって決定する。さらに急性慢性外挿を行った場合は、外挿推定された $\log(\text{NOEC})$ の期待値と分散値の推定値に基づいた対数正規分布から無作為抽出した値をハザード関数における NOEC 値に割り当てる。これらのパラメータ値がいったん決定されると、1連のシミュレーション（1年間の群集動態に対する数値計算）では固定されるが、異なった1連の計算では無作為抽出をやり直すため、計算ごとに異なった結果が得られることになる。多数回の計算結果を集計すると、個体群増加率 λ や生態リスク指数（個体群増加率の低下率）の頻度分布が得られる。

確率論的シミュレーションで得られる個体群増加率 λ や生態リスク指数 ERQ の頻度分布は、ハザード関数の勾配を環境省生態毒性データに基づく経験分布から推定したことによる不確実性と、急性慢性外挿による不確実性を反映する。したがって、慢性毒性値が多く得られるほど急性慢性外挿に起因する不確実性は減少し、個体群増加率の低下として出力されるリスク算定結果の変動性（分散）も低下する。A-TERAM は、このようなリスク算定結果の変動性をどのようにリスク評価に反映させるかに関して特定の方針や推奨を示していない。決定論的シミュレーションの結

果や、確率論的シミュレーションから得られた結果の平均値もしくは最頻値は、急性慢性外挿の最良値のみに基づくため、外挿推定に起因する不確実性を勘案しているとは言えない。個体群増加率の低下の95パーセンタイル値等を生態リスク評価の指標として定義することは、このような外挿推定の不確実性をリスク評価の枠組みに取り込む有効な方法の1つと考えられる。

2.2.6 生態毒性入力データに基づくハザード関数の決定手順

対象となる3種の生物における6つの生活史特性に関して、入力された生態毒性情報からハザード関数を決定する手順を整理する。

① 魚の生存

入力データ：魚類急性毒性 LC_{50} (mg/L), 試験期間 D (day)

BCF, k_e もしくは K_{ow} (BCF が 100 以上の場合)

計算手順

Step 1

排出係数 (k_e) の割り当て値を決める。(S.4 参照)

Step 2

反応勾配 η を決定する。

決定論的シミュレーションの場合、環境省生態毒性データにおける魚類急性毒性の反応勾配の分布(対数正規分布)における最頻値を採用する。

確率論的シミュレーションの場合、対数正規分布から無作為抽出した値を設定する。各シミュレーションのたびに反応勾配を再設定する。ただし、例外値の発生を防ぐため、平均より標準偏差の2倍高い値を上限とする。

Step 3

曝露濃度が LC_{50} のもとでの試験終了時における体内濃度の対数変換値 $c_{LC50}(D)$ を次式から算定する。

$$c_{LC50}(D) = \log[k_e LC_{50} \sum_{t=1}^D (1 - k_e)^{t-1}] \quad (23)$$

Step 4

平均閾値の暫定値を, $\bar{z} = c_{LC50}(D) - \frac{0.5}{\eta}$ と決める。

ハザード関数の死亡率予測の理論値(50%)からの偏差を最小化するようにハザード関数の平均閾値 \bar{z} を決定する(最小二乗法)。

$$f(\bar{z}) = \left[\prod_{t=1}^D \{1 - \min[1, \eta \max(0, c_{LC50}(t) - \bar{z})]\} - 0.5 \right]^2 \quad (24)$$

とにおいて, $f(\bar{z})$ を最小にする \bar{z} を算定する。

② 魚の個体成長

入力データ：魚類成長阻害 NOEC (mg/L), 曝露期間 (孵化前 D_{pre} 日および孵化後 D_{post} 日)

《欠測可》

BCF, k_e もしくは K_{ow} (BCF が 100 以上の場合)

計算手順

Step 1

排出係数の割り当て値を決める。(S.4 参照)

Step 2

(i) NOEC 値がある場合

平均閾値（対数スケール）を次式から算定する。

$$\bar{z} = \log \left[NOEC \cdot k_e \sum_{t=0}^{D_{pre}+D_{post}-1} (1 - k_e)^t \right] \quad (25)$$

(ii) NOEC 値がない場合

魚類急性毒性 - 魚類成長阻害の外挿モデル (2.2.4「急性慢性外挿式」式[17]) より、急性 LC₅₀ (mg/L) から NOEC (mg/L) を外挿推定し、式(25)から平均閾値を算定する。確率的シミュレーションの場合は、回帰推定の標準誤差 (式[18]) を正規偏差とする対数正規分布から平均閾値を任意抽出する。

Step 3

反応勾配 η の値を決定する。

決定論的シミュレーションの場合、環境省生態毒性データの解析 (S.6 参照) から推定した魚類成長阻害の反応勾配の分布 (対数正規分布) における最頻値を採用する。

確率論的シミュレーションの場合、対数正規分布から無作為抽出した値を設定する。各シミュレーションのたびに反応勾配を再設定する。ただし、例外値の発生を防ぐため、平均より標準偏差の 2 倍高い値を上限とする。

③ 魚の繁殖 (産卵)

現段階で、魚類 (メダカ) の繁殖毒性に関する既存データが十分収集できず、反応勾配の分布および急性慢性外挿に必要な回帰に関する情報は得られなかった。よって当面は、成長毒性における反応勾配と平均閾値を繁殖阻害に対しても適用する。

ただし、繁殖毒性試験により NOEC 値が有効な場合、次式より平均閾値を算定する。

$$\bar{z} = \log [NOEC \cdot k_e \sum_{t=0}^{D-1} (1 - k_e)^t] \quad (26)$$

ここで D は繁殖試験の試験期間 (日)。通常の繁殖試験は試験期間中の体成長をほとんど想定しないので (OECD TG204 試験期間: 14 日間)、直接影響のみを測定しているとみなす。

④ ミジンの生存

入力データ: 急性遊泳阻害 EC₅₀ (mg/L), 試験期間 D (day)

計算手順:

Step 1

反応勾配 η を決定する。

決定論的シミュレーションの場合、環境省生態毒性データにおけるミジンコ急性遊泳阻害の反応勾配の分布 (対数正規分布) における最頻値を採用する。

確率論的シミュレーションの場合、対数正規分布から無作為抽出した値を設定する。各シミュレーションのたびに反応勾配を再設定する。ただし、例外値の発生を防ぐため、平均より標準偏差の 2 倍高い値を上限とする。

Step 2

平均閾値の暫定値を、 $\bar{z} = \log(EC_{50}) - \frac{0.5}{\eta}$ と決める。

ハザード関数の遊泳阻害率予測の理論値 (50%) からの偏差を最小化するようにハザード関数の平均閾値 \bar{z} を決定する (最小二乗法)。

$$f(\bar{z}) = \{[1 - \min[1, \eta \max(0, \log(EC_{50}) - \bar{z})]]^D - 0.5\}^2 \quad (27)$$

とにおいて、 $f(\bar{z})$ を最小にする \bar{z} を算定する。

⑤ ミジンの繁殖

入力データ：繁殖阻害 NOEC (mg/L)，試験期間 D (day) 《欠測可》

計算手順

Step 1

反応勾配 η を決定する。

決定論的シミュレーションの場合、環境省生態毒性データにおけるミジンコ繁殖阻害の反応勾配の分布（対数正規分布）における最頻値を採用する（S.6 参照）。

確率論的シミュレーションの場合、対数正規分布から無作為抽出した値を設定する。各シミュレーションのたびに反応勾配を再設定する。ただし、例外値の発生を防ぐため、平均より標準偏差の 2 倍高い値を上限とする。

Step 2

(i) NOEC 値がある場合

平均閾値（対数スケール）を NOEC (mg/L) から算定する。

$$\bar{z} = \log(NOEC) \quad (28)$$

(ii) NOEC 値がない場合

ミジンコ遊泳阻害 - ミジンコ繁殖阻害の外挿モデル（2.2.4「急性慢性外挿式」式[19]）より、ミジンコ急性遊泳阻害 EC_{50} (mg/L) から NOEC (mg/L) を外挿推定し、 $\bar{z} = \log(NOEC)$ より平均閾値を決定する。

⑥ 藻類の増殖

入力データ：藻類増殖試験 NOEC もしくは EC_{50} （いずれも速度法）

《片方欠測可》

計算手順

(i) NOEC 値のみがある場合

Step 1

平均閾値（対数スケール）を NOEC 値から算定する。

$$\bar{z} = \log(NOEC)$$

Step 2

反応勾配 η の値を決定する。

決定論的シミュレーションの場合、環境省生態毒性データの解析から推定した藻類増殖阻害の反応勾配の分布（対数正規分布）における最頻値を採用する（S.6 参照）。

確率論的シミュレーションの場合、対数正規分布から無作為抽出した値を設定する。各シミュレーションのたびに反応勾配を再設定する。ただし、例外値の発生を防ぐため、平均より標準偏差の 2 倍高い値を上限とする。

(ii) EC_{50} 値のみがある場合

Step 1

上記 (i) の Step 2 と同じ方法で、反応勾配を決定する。

Step 2

EC₅₀の実験値と反応勾配算定値 η に基づいて、 $\bar{z} = \log(EC_{50}) - \frac{0.5}{\eta}$ から反応閾値を算定する。

(iii) NOEC 値と EC₅₀ 値の両方がある場合

Step 1

反応閾値を、 $\bar{z} = \log(NOEC)$ から算定する。

Step 2

反応勾配を、 $\eta = \frac{1}{2\{\log(EC_{50}) - \log(NOEC)\}}$ から算定する。確率論的シミュレーションの際にも反応勾配と反応閾値は固定値を使う。

2. 3 化学物質の環境中濃度

環境中における化学物質濃度の時間変動として、「定濃度」「定常変動」「季節変動」の3つの典型的なパターンが用意されている。「定濃度」は、年間を通じて曝露濃度が一定、「定常変動」は、環境中濃度は時間的に変動するが平均的な濃度は年間を通じて一定、「季節変動」は、環境中濃度が時間的に変動するがある時期に最大値を示す一山型の季節的なパターンを示すと仮定している。一般工業化学品やハウスホールド・ヘルスケア製品中の化学物質等は定濃度または定常濃度の濃度パターンに、殺虫剤や除草剤などの農薬類は季節変動の濃度パターンに従う傾向があると考えられる。

A-TERAM は曝露評価のモジュールを含んでいないが、任意の曝露評価モデルの環境中濃度予測を csv 形式の時系列データとして読み込み、リスク評価を実施することができる（1.5「環境中濃度の設定」参照）。

2.3.1 定常変動型環境中濃度

入力された環境中濃度を MEC (mg/L) とする。環境中濃度 x (mg/L) の日単位とする時系列は、平均 MEC、標準偏差 $MEC \times sd$ の正規分布からの無作為抽出を繰り返すことによって作成される。時系列データにおける自己相関（時間的に近接した濃度が相関する傾向）は無いと仮定する。

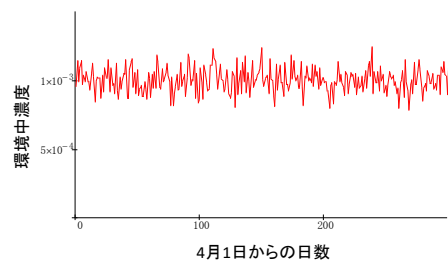


図 2-11 定常変動型濃度の模式図

2.3.2 季節変動型環境中濃度

環境中濃度 (mg/L) は、 T_p 日目（最大濃度日次）で環境中濃度が最高になる一山型の季節的変動を。 t 日後における期待濃度 $E_x(t)$ は次式に従うと仮定される。入力する化学物質濃度は環境中最高濃度（ピーク濃度） X_{max} に相当する。

$$E_x(t) = X_{max} \exp \left[- \left(\frac{|T_p - t|}{\sigma} \right)^k \right] \quad (29)$$

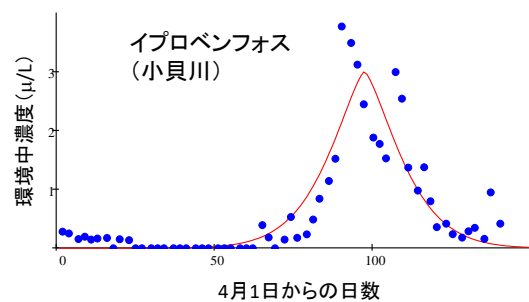


図 2-12 季節変動型濃度（イプロベンフォスの例）

ここで、 σ は環境中に曝露される期間を示す指数、 k は濃度変動の尖り度を示す指数である。これらのパラメータの参考値については、S.9を参照されたい。

曝露の確率的変動性（不確実性）を加味して、曝露濃度の予測値 (mg/L) は、

$$P_x(t) = \max \left[0, X_{max} \left(\exp \left[- \left(\frac{|T_p - t|}{\sigma} \right)^k \right] + \varepsilon \sim N(x|0, sd) \right) \right] \quad (30)$$

として確率的に発生させることができる。ここで、 $\varepsilon \sim N(x|0, sd)$ は規準正規分布からの無作為抽出、 sd は環境中濃度のランダムな変動の大きさを示す。

2. 4 考察と展望

A-TERAMは従来の基礎的な生態毒性情報に対して、各栄養段階の生物の生態学的な特性と種間の生態学的相互作用（食うものと食われるものの関係）を導入することによって、より生態学的妥当性の高い生態リスク評価を支援する目的で開発された。ここでは、栄養段階や毒性反応の違いによるリスク算定結果の違い、生態学的なパラメータの設定値がリスク評価結果にどの程度影響を与えるかを解析した結果を解説し、個体群や種の絶滅リスク評価との関係について考察する。

2.4.1 生態毒性の種類による濃度 - 個体群増加率関係の相違

A-TARAMでは、各栄養段階に表れる毒性影響は種間相互作用によって上位の段階に波及し、すべての生態影響は最上位種である魚の個体群増加率の低下（生態リスク指数）として評価する。したがって、ある栄養段階における濃度反応関係が他の栄養段階における濃度反応関係と殆ど同じであったとしても、最終的に魚の個体群増加率に対してそれらが同じ濃度反応関係をもたらすとは限らない。同様のことは、同一の栄養段階内の異なる生活史特性における濃度反応性に関しても当てはまる。これらのことは、化学物質の特定の生活史特性に対する毒性影響は種の生態学的特性や種間相互作用における役割に応じて、最終的な生態リスク指数に対しては他の生活史特性と異なる濃度反応関係に変換されることを意味する。つまり、個々の生活史特性のレベルでは同程度の大きさの反応をもたらす生態毒性であっても、毒性反応が発現される栄養段階や生活史特性が異なれば生態系への影響も異なりうる。

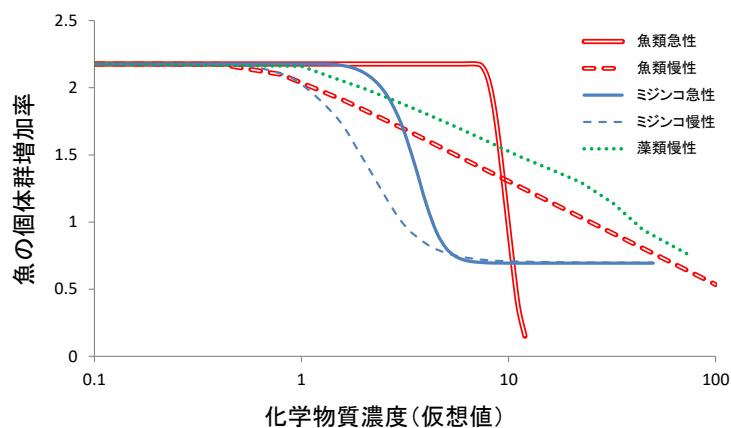


図 2-13 個別の生態毒性を介する化学物質濃度 - 個体群増加率の関係

各栄養段階の生活史特性に作用する生態毒性と A-TERAM の生態リスク指数との量的関係の特性を把握するために、生態毒性値を魚類急性毒性には 100、ミジンコ急性遊泳阻害には 10、慢性毒性 NOEC にはどれも 1 を仮想的な割り当て、各生態毒性が単独で作用するときの濃度反応関係を算出した（たとえば、ミジンコ急性毒性がターゲットの場合、他の 2 栄養段階の毒性値とミジンコ慢性毒性値を極端に高い値に設定し、これらの毒性影響を除外した）。急性毒性値の割り当て値は、慢性毒性値 1 に対して化審法上の ACR（急性慢性比）倍に相当し、化審法スクリーニング評価ではほぼ同程度の生態毒性と見做されているレベルである。

化学物質濃度 - 個体群増加率関係は、藻類慢性（藻類増殖阻害）と魚類慢性（魚類成長阻害）を介する場合が最も勾配が小さく線形に近かった。魚類急性毒性は、極端に勾配の大きな濃度反応関係を示した。ミジンコに対する生態毒性は急性か慢性かに関わらず、その中間的なシグモイド状の濃度反応関係を示した。一般的に、慢性毒性は急性毒性より緩慢な濃度反応関係をもたらす傾向がある。一方、魚の急性毒性は、わずかな死亡率の上昇でも年間の生存率を大幅に低下させ、個体群の絶滅を引き起こすリスクが高い。

2.4.2 生態リスク指数に対する生態学的パラメータの感度

A-TERAM の生態影響評価は生物種の生態的特性や栄養段階間の種間相互作用に依存する。もしリスク評価結果がこれらを規定する生態学的パラメータに大きく左右され、しかも生態学的情報の不足等により生態学的パラメータを正確に設定することが困難であれば、A-TERAM のような生態学モデルに基づく生態リスク評価は不確実性の高いものになってしまうだろう。逆に、リスク評価結果が大きく影響を受けない範囲で生態学的パラメータが設定できれば、リスク評価手法としての信頼性は高くなると言える。

そこで A-TERAM による生態リスク評価結果の生態学的パラメータに対する依存性を明らかにするために、パラメータの感度解析を行った。生態毒性値は前節と同様に設定したうえで、すべてのパラメータがデフォルト値（2.1.7 「生態学的パラメータの設定と生態リスクの指標」参照）を取るとき生態リスク指数が 0.1（魚の個体群増加率が 10%低下）となる曝露濃度を、各種の生態毒性（魚類急性、魚類慢性〔成長阻害〕、ミジンコ急性、ミジンコ慢性〔繁殖阻害〕、藻類慢性）に対して設定する。この状態から主要な生態学的パラメータ（藻類の最大増殖率、ミジンコの最大摂食率、ミジンコの半飽和定数、藻類からミジンコへの転換効率、ミジンコの生存率、魚の半飽和定数、魚の摂食ニッチ幅、魚の最大産卵数、魚の生存率）をそれぞれ 5%（魚の生存率は 1%）増減させたときの生態リスク指数の変化率を観測した（図 2-14）。図 2-14 における縦軸の数値は生態リスク指数の変化率で、0 のとき生態リスク指数がパラメータの変化に対して反応しなかったことを、1 のとき生態リスク指数がパラメータの変化によって倍になったことを示す。

藻類と魚の生態学的特性を左右するパラメータはすべて生態リスク指数の算定結果に大きく影響しなかった。一方、ミジンコの生態学的特性を左右するパラメータの多く（最大摂食率 G_{max} 、転換効率 c 、生存率 S_d ）は高い感度を示した。このことは、合理的なリスク評価のためにはミジンコに関係する生態学的パラメータの設定は特に慎重に行わなければならないことを示唆している。

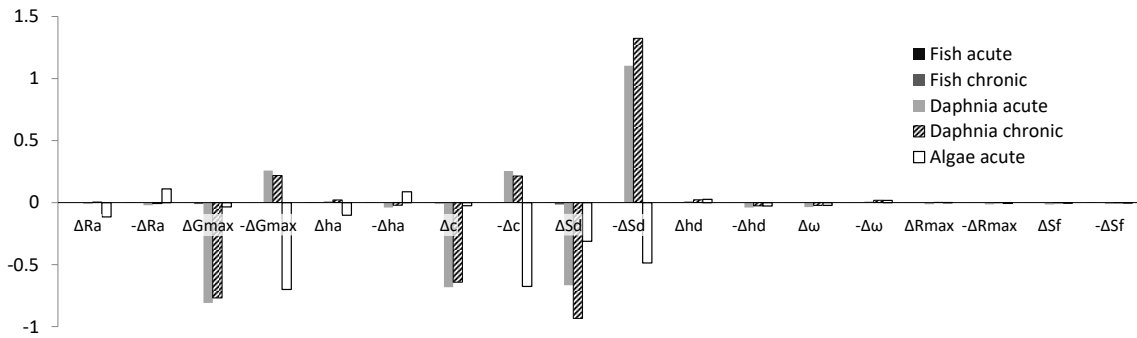


図 2-14 生態学的パラメータに対する生態リスク指数（魚個体群増加率の低下率）の感度。各生態学的パラメータをデフォルト値の5%（魚の生存率は1%）増加（ Δ 表示）もしくは減少（ $-\Delta$ 表示）させた場合の生態リスク指数の変化分を示す。生態毒性値は図 2-13 に準じ、曝露濃度は生態リスク指数がパラメータのデフォルト値で0.1になるように設定した。生態影響をもたらした毒性として、魚類急性(Fish acute)、魚類慢性(Fish chronic 成長阻害)、ミジンコ急性(Daphnia acute)、ミジンコ慢性(Daphnia chronic)、藻類慢性(Algae acute)の5種について個別に感度を算定した。感度を解析した生態学的パラメータは、Ra: 藻類の最大増殖率、Gmax: ミジンコの最大摂食率、ha: ミジンコの半飽和定数、c: 藻類からミジンコへの転換効率、Sd: ミジンコの生存率、hd: 魚の半飽和定数、 ω : 魚の摂食ニッチ幅、Rmax: 魚の最大産卵数、Sf: 魚の生存率である。

高い感度を示したミジンコに関する3つの生態学的パラメータについて、より広範囲なパラメータ値とリスク算定結果との関係を把握するために、パラメータ値をデフォルト値の周りで段階的に変化させた場合の個体群増加率を計算した（図 2-15 から図 2-17）。これらの図において、無曝露 (No exposure) を示す以外の図中のすべての曲線が交わる点は、パラメータがデフォルト値にある場合を示す（各生態毒性の曝露濃度は、パラメータがデフォルト値にあるときはどれも10%の個体群増加率の低下を示すように設定されたため、生態リスク指数はどれも0.1となる）。

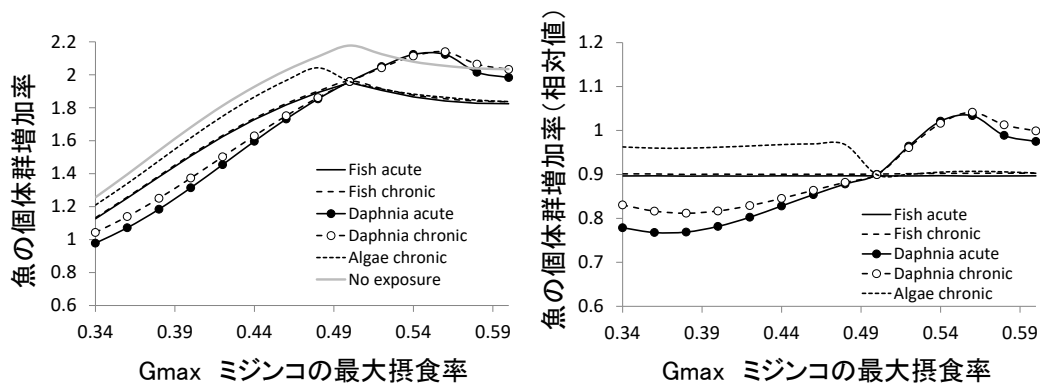


図 2-15 生態リスク算定結果のミジンコ最大摂食率の変化に対する感度

左図は、ミジンコ最大摂食率の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute: 魚類急性, Fish chronic: 魚類成長阻害, Daphnia acute: ミジンコ急性, Daphnia chronic: ミジンコ慢性, Algae acute: 藻類慢性) について示す。

右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。値の1は生態リスク指数が0に相当する。

ミジンコの最大摂食率は、デフォルト値の近傍で無曝露条件下の魚の個体群増加率を最大にさせる（図 2-15 の左図における No exposure 曲線参照）。最大摂食率がそれ以下の値では個体群増加率を減少させる傾向にあるのは、ミジンコの生育が鈍り生物量（バイオマス）が不足することによって魚の繁殖が低下するからである。曝露条件下では、ミジンコの個体群のさらなる減衰を引き起こすミジンコの急性および慢性毒性がこの傾向を助長する。ただし、その影響は限定的で

あり、パラメータ値の広い範囲で個体群増加率の低下率（生態リスク指数）は10%以下の増加にとどまる。魚や藻類を介する毒性影響はミジンコの最大摂食率にほとんど影響されない。

デフォルト値より大きなミジンコの最大摂食率は魚の個体群増加率をかえって低下させる。これは、ミジンコによる摂食圧が強すぎることによって藻類個体群が著しく減衰してしまい、生態系全体の生産性が低下するからである。このとき、ミジンコに対する毒性影響をかえって魚の個体群増加率を増加させる（相対値が1以上）。化学物質によってミジンコ個体群が減衰することによって藻類個体群が回復し、最上位の栄養段階に転送される生物量も増えるからである。しかし、このような化学物質の生態毒性による「間引き効果」によって生態系がかえって良好な状態になることを想定することは化学物質の生態リスク評価を複雑化し、現時点では实际的でない。

したがって、ミジンコの最大摂食率をデフォルト値に設定した生態リスク評価は妥当であると考えられる。

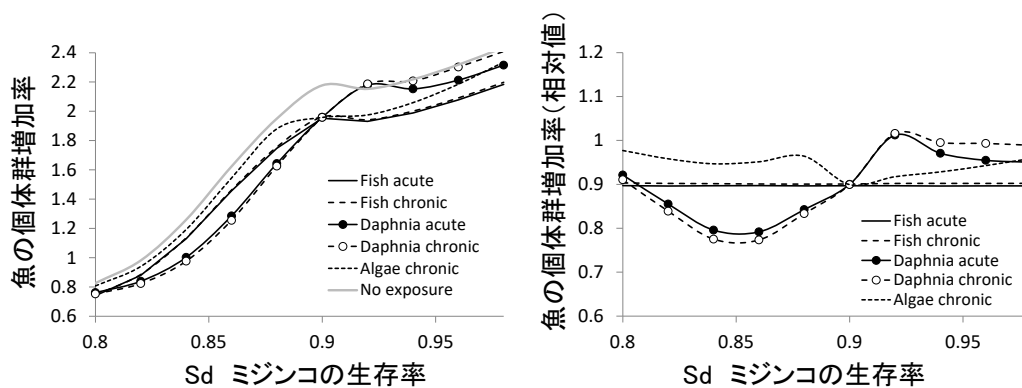


図 2-16 生態リスク算定結果のミジンコ生存率の変化に対する感度
 左図は、ミジンコ生存率の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露（No exposure）と各種生態毒性（Fish acute：魚類急性，Fish chronic：魚類成長阻害，Daphnia acute：ミジンコ急性，Daphnia chronic：ミジンコ慢性，Algae acute：藻類急性）について示す。
 右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。値の1は生態リスク指数が0に相当する。

ミジンコの生存率の変化はさらに急激な変化を魚の個体群増加率にもたらす（図 2-16 の左図における No exposure 曲線参照）。ミジンコの生態毒性が与える影響も、ミジンコの最大摂食率の場合と同様である。デフォルト値より小さく設定するにしたがって、魚の個体群増加率は著しく減少する。これは、ミジンコの個体群が魚の捕食圧に耐えられず減衰してしまい、魚の餌生物が不足するからである。一方、ミジンコの生存率をデフォルト値より大きく設定すると、ミジンコに対する生態毒性、特に慢性毒性の魚の個体群増加率に対する影響は殆ど消失してしまう。これは、ミジンコの生存率が高いことによってミジンコが余剰に生産され、ミジンコに対する生態毒性が魚の繁殖力の低下に反映されなくなるからである。

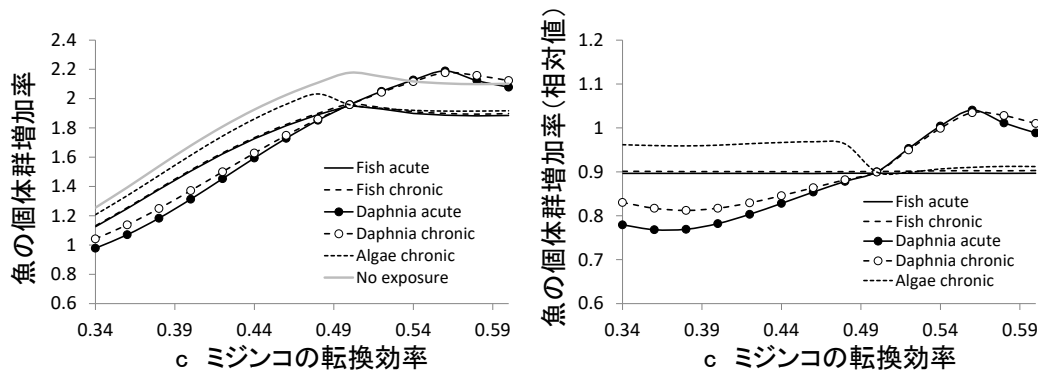


図 2-17 生態リスク算定結果のミジンコ転換効率の変化に対する感度
 左図は、ミジンコ転換効率の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute: 魚類急性, Fish chronic: 魚類成長阻害, Daphnia acute: ミジンコ急性, Daphnia chronic: ミジンコ慢性, Algae acute: 藻類慢性) について示す。
 右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。値の1は生態リスク指数が0に相当する。

ミジンコの転換効率 (藻類からミジンコへの転換効率) は、パラメータ値の増減と魚の個体群増加率の関係、およびパラメータ値の増減が生態リスク指数に与える影響のいずれの側面でもミジンコの最大摂食率とほぼ同じパターンを示す (図 2-17)。

これらの3種類の生態学的パラメータについて概要は一致している。デフォルト値はいずれも魚の個体群増加率を極大にする値の近傍に設定されており、このことは生食連鎖の効率が最大化される「良好な」生態系を仮定していることを意味している。デフォルト値より高い値を設定すると、ミジンコ個体群の過剰繁殖によってミジンコの生態毒性が代償され、場合によっては生態系に対して亢進作用を示すことになる。逆にデフォルト値より低く設定すると、魚の個体群増加率は著しく減少し、ミジンコの生態毒性の生態リスク指数も最大2倍程度増加する。パラメータ値の大幅な低下は再びミジンコの生態毒性の生態リスク指数を低下させる傾向がある。これは魚の個体群増加が大幅に低下してしまい、ミジンコの生態毒性の影響を反映しなくなるためである。このような状況は、化学物質の生態リスクを評価する対象とする健全な生態系からは逸脱している。したがって、ミジンコに関係する3つの生態学的パラメータについて、デフォルト値に設定して生態リスクを算定することの不確実性は低く、妥当であると考えられる。

これ以外の6つの生態学的パラメータに対する感度解析の結果はS.10に示した。これらの生態学的パラメータはどれも生態リスク指数に対する感度は低く、パラメータ値設定に起因する生態リスク評価の不確実性は低いと考えられる。

2.4.3 絶滅リスク：個体群の存続可能性

個体群の絶滅確率は、化学物質汚染を含む様々な環境かく乱要因の野生生物への影響を定量的に評価するうえで最も妥当な指標の1つである。対象となる生物の絶滅が危惧される場合、種を構成する個体群の絶滅は明確な生態系のハザードと見做せる。絶滅リスクは絶滅事象が起こる確率として表現されるため、リスクの大小を加法的な尺度として比較評価することができる。野生生物の絶滅は、生息地の破壊や消失、乱獲、気候変動、外来生物の侵入など、化学汚染以外の多様な環境かく乱要因によって引き起こされる。多様な環境かく乱要因と同様に、化学物質の生態

影響を個体群の絶滅リスクに換算することによって、化学物質の生態影響とこれらの環境かく乱要因との比較評価が可能となる (Tanaka and Nakanishi 2000)。

化学物質の生物への有害効果は、主に生物の適応度 (fitness) を減少させるので、生物の個体群増加率の低下に集約することができる。個体群の絶滅確率または平均絶滅時間⁷ (\bar{T})は、いくつかの仮定が満たされているとき次の関係式で近似されることが知られている (Lande 1993,1998; Lande et al 2003)。

$$\bar{T} \propto K^{2E}[\ln \bar{\lambda}]/\sigma_e^2 \quad (31)$$

ここで、 $\bar{\lambda}$ は個体群増加率の長期間平均 (\ln は自然対数)、 K は環境収容力、 $E[\]$ は期待値、 σ_e^2 は環境の時間的変動による個体群増加率の分散 (環境分散) である。個体群増加率 λ は、環境変動によって時間的にランダムに変動し、その長期的な時間平均値が $\bar{\lambda}$ 、分散値が σ_e^2 であると仮定されている。個体数は個体群増加率の変動に従って確率的に変動し、ある確率で個体数が1以下に達したとき絶滅と見做す。

個体群の絶滅事象が時間にはほぼ依存しないと仮定すると、単位時間当たり絶滅確率 p は平均絶滅時間の逆数と考えることができる (Tanaka 2003)。このとき化学物質の影響による絶滅確率の増加分 Δp は平均絶滅時間の変化から、次式で近似される (S.11 参照)。

$$\Delta p \cong p_0(K^{(2/\sigma_e^2)ERQ} - 1) \quad (32)$$

ここで p_0 は絶滅確率のバックグランド値で、当該化学物質の曝露濃度が0のとき、他の要因による個体群の絶滅確率を意味する ($p_0 > 0$)。ERQは生態リスク指数 (個体群増加率の低下率) である。

絶滅リスクの増加 $\Delta p/p_0$ はERQの指数関数であり ($\Delta p/p_0 = e^{ERQ(2/\sigma_e^2)\ln K} - 1$)、ERQに対して著しい非線形性によって特徴づけられる。環境収容力が大きいほど環境分散が小さいほど、 $\Delta p/p_0$ のERQに対する非線形性は高く、ERQがわずかに増加しただけで絶滅確率が数桁増加するような大きな反応を示す。ほぼ線形な関係が得られるのは $(2/\sigma_e^2)\ln K$ が1よりずっと小さい場合のみであり、そのような数値は野生生物の自然個体群に対しては非現実的である。したがって、化学物質の絶滅リスクは、より高い生態影響を持つ物質に集中する傾向が高いことが示唆される。

ERQが0より大きなある値をとるとき、環境収容力が大きいほど環境分散が小さいほど、 $\Delta p/p_0$ の値は大きくなる。環境収容力が大きいとき絶滅確率のバックグランド値が非常に小さいため、バックグランド値に対する相対値で示した絶滅リスクは大きくなる。比較的小さな個体群 ($K=100$)と大きな環境分散 ($\sigma_e^2=0.1$)を想定しても、ERQが0.1の化学物質の生態影響は $\Delta p/p_0 = 10^4$ つまり絶滅確率を4桁増加させる生態リスクをもたらすと推測される。

⁷ 絶滅までの待ち時間の期待値

引用文献

- Andersen, T. (1997) *Pelagic Nutrient Cycles*. Springer.
- Ashauer, R., A. B. A. Boxall and C. D. Brown (2007) New ecotoxicological model to simulate survival of aquatic invertebrates after exposure to fluctuating and sequential pulses of pesticides. *Environmental Science and Technology* 41: 1480-1486.
- Ashauer, R., A. Agatz, C. Albert, V. Ducrot, N. Calic, et al. (2011) Toxicokinetic-toxicodynamic modeling of quantal and graded sublethal endpoints: a brief discussion of concepts. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 2519-2524.
- Barber, M. C. (2003) A review and comparison of models for predicting dynamic chemical bioconcentration in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 1963-1992.
- Bedaux, J. J. M., S. A. L. M. Kooijman (1994) Statistical analysis of bioassays, based on hazard modeling. *Environmental and Ecological Statistics* 1: 303-314.
- Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend (2013) *生態学 (原書第4版)*. 堀道雄監訳. 京都大学出版会.
- Berlalanffy, L. von (1957) Quantitative laws in metabolism and growth. *Quarterly Review of Biology* 32: 217-231.
- Bonsall, M. B. and M. P. Hassell (2007) Predator-prey interactions. In "Theoretical Ecology, third edition" eds. R. M. May and A. R. McLean, Oxford University Press, pp. 46-61.
- Carpenter, S. R. and J. F. Kitchell (1993) *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge University Press.
- Cebrian, J. (2004) Role of first-order consumers in ecosystem carbon flow. *Ecology Letters* 7: 232-240.
- Clark, A. S. and J. C. H. Carter (1974) Population dynamics of cladocerans in Sunfish Lake, Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 52: 1235-1242.
- Dickman, E. Z., J. M. Newell, M. J. Gonzalez and M. J. Vanni (2008) Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the Royal Society of the United States of America* 105: 18408-18412.
- European Commission (2003) *Final Report on the Ecological Risk Assessment of Chemicals*. SSC Task Force Report on Harmonisation of Risk Assessment Procedures.
- Ferson, S., L. R. Ginzburg and R. A. Goldstein (1996) Inferring ecological risk from toxicity bioassays. *Water Air Soil Pollut* 90: 71-82.
- Finney, D. J. (1947) *Probit Analysis. A Statistical Treatment of the Sigmoid Response Curve*. Cambridge University Press.
- Gurney, W. S. C. and R. M. Nisbet (1998) *Ecological Dynamics*. Oxford University Press.
- Barnthouse, L. W. and G. W. Suter II (1986) *User's Manual for Ecological Risk Assessment*. ORNL-6251. Oak Ridge National Laboratory.
- Bartell, S. M., R. H. Gardner and R. V. O'Neill (1992) *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publishers.
- Brönmark, C. and L. Hansson (1998) *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press.
- Galic, N., U. Hommen, J. M. Baveco and P. J. van den Brink (2010) Potential application of population models in the European ecological risk assessment of chemicals II: Review of models and their potential to address environmental protection aims. *Integrated Environmental Assessment and*

- Management 6: 338-360.
- Hall, D. (1964) An experimental approach to the dynamics of a natural population of *Daphnia galeata mendotae*. Ecology 45: 94-112.
- Hanakazato, T. (1992) Direct and indirect effects of low-oxygen layers on lake zooplankton communities. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 35: 87-98.
- 花里孝幸 (1998) ミジンコ. 名古屋大学出版会
- Hawker, D. W. and D. W. Connell (1985) Relationships between partition coefficient, uptake rate constant, clearance rate constant and time to equilibrium for bioaccumulation. Chemosphere 14: 1205-1219.
- ホーン A. J. ・ ゴールドマン C. R. (1999) 陸水学. 京都大学出版会
- Hommen, U., J. M. Baveco, N. Galic and P. van den Brink (2010) Potential application of ecological models in the European environmental risk assessment of chemicals: I. Review of protection goals in EU directives. Integr Environ Assess Manag
- Jager, T., C. Albert, T. G. Preuss and R. Ashauer (2011) General unified threshold model of survival – a toxicokinetic-toxicodynamic framework for ecotoxicology. Environmental Science and Technology 45: 2529-2540.
- Jones, H. R., T. J. Lack and C. S. Jones (1979) Population dynamics and production of *Daphnia hyalina* var. *lacustris* in Farmoor I, a shallow eutrophic reservoir. Journal of Plankton Research 1: 45-65.
- Kemp, W. M., M. T. Brooks and R. R. Hood (2001) Nutrient enrichment, habitat variability and trophic transfer efficiency in simple models of pelagic ecosystems. Marine Ecology-Progress Series 223: 73-87.
- Kooijman, S. A. L. M. (1981) Parametric analyses of mortality rates in bioassays. Water Research 15: 107-119.
- Kooijman, S. A. L. M. (2010) Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation. 3rd edition. Cambridge University Press.
- Kooijman, S. A. L. M. and A. J. Metz 1984. On the dynamics of chemically stressed populations: the deduction of population consequences from effects on individuals. Ecotoxicology and Environmental Safety 8: 254-274.
- Kooijman, S. A. L. M., Jager, T. and B. W. Kooi (2004) The relationship between elimination rates and partition coefficients. Chemosphere 57: 745-753.
- Lande, R. (1993) Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. American Naturalist 142: 911-927.
- Lande, R. (1998) Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. Researches on Population Ecology 40: 259-269.
- Lande, R., Engen S. and B. Saether (2003) Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. Oxford University Press.
- Lee, J., P. F. Landrum and C. Koh (2002) Prediction of time-dependent PAH toxicity in *Hyalella azteca* using a damage assessment model. Environmental Science and Technology 36: 3131-3138.
- Mano, H. and Y. Tanaka (in press) Mechanisms of compensatory dynamics in zooplankton and maintenance of food chain efficiency under toxicant stress. Ecotoxicology

- Menzie, C., N. Bettinger, A. Fritz, L. Kapustka, H. Regan, V. Moller and H. Noel (2008) Population protection goals. pp.41-68. In "Population-Level Ecological Risk Assessment" eds. L.W.Barnthouse, W.R.Munns Jr, M. T. Sorensen. CRC Press.
- Nakamaru, M., Y. Iwasa and J. Nakanishi (2002) Extinction risk of DDT to herring gull populations from DDT exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 195-202.
- Newman, M. C. and J. T. McCloskey (2000) The individual tolerance concept is not the sole explanation for the probit dose-effect model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 520-526.
- Newman, M. C. and W. H. Clements (2008) *Ecotoxicology: A Comprehensive Treatment*. CRC Press.
- Pasrorok, R. A., Bartell, S. M., Ferson, S. and L. R. Ginzburg (2002) *Ecological Modeling in Risk Assessment*. Lewis Publishers.
- Roff, D. (1984) The evolution of life history parameters in teleosts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 984-1000.
- Roff, D. (1992) *The Evolution of Life Histories*. Chapman & Hall.
- Sprague, J. B. (1969) Measurement of pollutant toxicity to fish. I. Bioassay methods for acute toxicity. *Water Research* 3: 793-821.
- Suter, G. (1993) Predictive risk assessments of chemicals. pp. 49-88. In "Ecological Risk Assessment" ed. G. Suter. Lewis Publishers.
- Suter, G. and L. Barnthouse (1993) Assessment concept. pp. 21-47. In "Ecological Risk Assessment" ed. G. Suter. Lewis Publishers.
- Tanaka, Y. (in press) Generalized concentration addition approach for predicting mixture toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*
- Tanaka, Y. (2003) Ecological risk assessment of pollutant chemicals: extinction risk based on population-level effects. *Chemosphere* 53: 421-425.
- Tanaka, Y. and J. Nakanishi (2000) Mean extinction time of populations under toxicant stress and ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 2856-2862.
- Tanaka, Y. and H. Mano (2012) Functional traits of herbivores and food chain efficiency in a simple aquatic community model. *Ecological Modelling* 237-238: 88-100.
- 寺本英 (1997) *数理生態学*. 朝倉書店
- Widianarko, B. and N. Van Straalen (1996) Toxicokinetics-based survival analysis in bioassays using nonpersistent chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 402-406.
- Wootton, R. J. (1979) Energy costs of egg production and environmental determinants of fecundity in teleost fishes. *Symposium of the Zoological Society of London* 44: 133-159.
- Yodzis, P. (1989) *Introduction to Theoretical Ecology*. Harper & Row, New York.

補足解説および添付資料

S.1 魚の個体成長における毒性反応と動的エネルギー分配モデルとの関係

A-TERAM で仮定されている魚の成長に対する化学物質の毒性影響の作用をより明確に示すため、Dynamic Energy Budget (DEB) model (Kooijman and Metz 1984; Kooijman 2010) に基づく個体成長の定式化と、ハザード関数の実装を解説する。

DEB モデルでは、生物体の総取り込みエネルギーは体表面積に比例すると仮定され、次式で表わされる。

$$vfW^{2/3}$$

ここで、 v は体表面あたりエネルギー取り込み率、 W は体重 (湿重)、 f は摂食率 [最大 1] である。

取り込まれた全エネルギーのうち呼吸 (代謝) に投資される分配比率が κ であり、呼吸エネルギーのマスバランスより

$$\kappa vfW^{2/3} = mW + g \frac{dW}{dt} \quad (S1-1)$$

が成立している。ここで、体長 L と体重 W の関係は、 $W \equiv L^3$ とする。

食べ物が十分あり、十分成長した個体の最大体重と最大体長は、 $f=1, dW/dt=0$ より、

$$W_{max} = (\kappa v/m)^3 \quad L_{max} = \kappa v/m$$

である。

式 (S1-1) を解くと ($f=1$, 体長初期値を L_b とする)、

$$L(t) = L_{max} - (L_{max} - L_b)e^{-\gamma t} \quad (S1-2)$$

となり、von Bertalanffy 成長式が得られる。

化学物質の環境中濃度に時間変動があり、化学物質の生態影響が定常と仮定できない場合、化学物質の影響を受ける von Bertalanffy 成長式のパラメータは時間に対して一定とおけない。式

$$(S1-1) \text{ より, } \frac{dL(t)}{dt} = \frac{\kappa v}{3g} - \gamma L(t) \text{ である。ここで, } \gamma = \frac{m}{3g} \text{ である。また, } L_{max} = \kappa v/m \text{ より, } \frac{dL(t)}{dt} =$$

$\gamma\{L_{max} - L(t)\}$ である。この微分方程式を差分式で表すと、

$$L(t+1) = L(t) + \max[\gamma\{L_{max} - L(t)\}, 0] \text{ となる。}$$

A-TERAM では、魚の個体成長に対する化学物質の慢性影響はおもに維持コスト (m) の増大によってもたらされると仮定されている。すなわち、維持コスト (m) は化学物質の影響によって $1-h$ を除された値 $m/(1-h)$ となる (h : 個体群レベルのハザード関数)。このことは、化学物質の生態毒性が von Bertalanffy 成長式における成長率 γ と最大体長 L_{max} の両方にほぼ同じ率で増大および減少させると仮定するのに等しい。

したがって、化学物質の生態毒性による時点 t におけるハザードを $h(t)$ と書くと、時点 t における齢 a の個体の体サイズ成長は次の差分式で表される。

$$L(t+1, a+1) = L(t, a) + \max\left[\gamma\left\{L_{max} - \frac{L(t, a)}{1-h(t)}\right\}, 0\right] \quad (S1-3)$$

シミュレーションの際は、曝露レジームが毎年同じと仮定して、前年の曝露レジームからメダカの体内濃度と体長動態を求めておき、個体数をシミュレーションする際に使用する（春に繁殖を始めるメダカの成魚には、前年の成長段階における成長阻害効果が反映される。）

S.2 個体群レベルハザード関数の解析的表現

ハザード関数は、下記の式に書き換えられる（魚の場合、 x はすべてBCFでスケールした体内濃度 C^* と置き換えられる）。

$$\bar{h}(x|\bar{z}, \eta) = \int_{\max[x-\eta^{-1}, \bar{z}-d/2]}^{\min[x, \bar{z}+d/2]} \eta(x-z)f(z)dz + \int_{\bar{z}-d/2}^{\max[x-\eta^{-1}, \bar{z}-d/2]} f(z)dz \quad (S2-1)$$

ここで、 $\int f(z)dz = \frac{3}{2d} \left\{ z - \frac{d}{6} \left(\frac{z-\bar{z}}{d/2} \right)^3 \right\}$ および

$$\int zf(z)dz = \frac{3}{2d} \left[\left\{ \frac{1}{2} - 2 \left(\frac{\bar{z}}{d} \right)^2 \right\} z^2 + \frac{8\bar{z}}{3d^2} z^3 - \frac{z^4}{d^2} \right] \text{である。}$$

実際の計算では、

$$\text{IntF}(z|\bar{z}, d) = \frac{3}{2d} \left\{ z - \frac{d}{6} \left(\frac{z-\bar{z}}{d/2} \right)^3 \right\}$$

$$\text{IntZF}(z|\bar{z}, d) = \frac{3}{2d} \left[\left\{ \frac{1}{2} - 2 \left(\frac{\bar{z}}{d} \right)^2 \right\} z^2 + \frac{8\bar{z}}{3d^2} z^3 - \frac{z^4}{d^2} \right]$$

とおいて、

$$\bar{h}(x|\bar{z}, \eta) = \begin{cases} 1 & \text{if } x \geq \bar{z} + d/2 + \eta^{-1} \\ 0 & \text{if } x \leq \bar{z} - d/2 \\ \eta x [\text{IntF}]_{\max[x-\eta^{-1}, \bar{z}-d/2]}^{\min[x, \bar{z}+d/2]} - \eta [\text{IntZF}]_{\max[x-\eta^{-1}, \bar{z}-d/2]}^{\min[x, \bar{z}+d/2]} + [\text{IntF}]_{\bar{z}-d/2}^{\max[x-\eta^{-1}, \bar{z}-d/2]} & \text{otherwise} \end{cases} \quad (S2-2)$$

から計算する。ここで、 $[f]_{\beta}^{\alpha} = f(\alpha) - f(\beta)$ とする。数値積分する必要がないので、計算時間が短くなる。

S.3 ハザード関数における閾値レンジ (d) のデフォルト値について

Mano and Tanaka (未発表) は、霞ヶ浦および大膳池で採取したカブトミジンコ *Daphnia galeata* の休眠卵から作成した同メス系統 (97 系統) 間の、フェンバレレートおよびフェニトロチオン (MEP) の耐性値 (遊泳阻害反応閾値) を各系統に対して実験的に求め、野外集団における耐性値の分布を推定した。その結果、フェンバレレートに関しては平均 2.44 (log[ppt])、標準偏差 0.178、レンジ 0.846、MEP に関しては、平均 2.80 (log[ppt])、標準偏差 0.285、レンジ 1.326 と推定された。つまり閾値のレンジは常用対数スケールで 1 に近く、ハザード関数の閾値は元スケールで 10 程度の種内変異があることが示唆された。

S.4 排出係数の算定方法

オクタノール=水分配計数 K_{ow} の上昇に対して、排出係数は低下する傾向がある。

Hawker and Connell (1985) は、 $\log K_{ow}$ が、2.6 から 6.2 の広い範囲の疎水性有機化学物質の、魚（グッピー、金魚、マス）に対する排出係数が以下の式で近似できることを示した (c.f. Barber 2003; Kooijman et al 2004)。

$$\log(k_e) = -0.663 \log(K_{ow}) + 0.947 \quad (S4-1)$$

本研究では、有効 2 桁まで採用し、

$$k_e \approx 10^{-0.66 \log(K_{ow}) + 0.95} \quad (S4-2)$$

から排出係数の値を割り当てる。ただし、排出試験等によって排出係数（半減期 $T_{1/2}$ ）が求められ

ている場合は、そこから求めた数値、すなわち $k_e = 1 - 10^{\frac{-\log(2)}{T_{1/2}}}$ を採用する。

S.5 生態学的なモデルパラメータ（デフォルト値）設定の根拠

【魚の各ステージ期間】 雁通川河口のメダカ個体群（2003 年）の体サイズ動態を von Bertalanffy 関数（指数関数）に当てはめた結果から、卵としての誕生は約 5 月上旬（体長 2mm の時点として逆算した）、体長 15mm（モデル上の稚魚期末サイズ）になる日数は約 70 日齢、体長 7mm（仔魚期末サイズ）になる日数は約 22 日齢と推定された。

よって、卵期間 7 日、仔魚期間 15 日、稚魚期間 48 日齢と設定する。卵、仔魚、稚魚期における生存率の差に関する情報はないので、これらの期間の生存率は一定と仮定する。

【魚の日当たり生存率 $S_j(a)$ 】 北浦の水田排水路におけるメダカの野外調査データ（2002 年、2003 年、2005 年）から、5 月の繁殖期における成魚個体密度と 7 月下旬から 8 月上旬における次世代の後期稚魚の個体密度の比率は、年毎地点ごとのばらつきが大きいですが、平均およびメジアンで 6.5 倍程度である。つまり、繁殖期から次世代の後期稚魚にかけておよそ 6.5 倍に増殖する。最大では、数十倍に増殖する。また、5 月における年あたり増加率は、年変動が大きいですが、平均 1.7、メジアン 0.46、最大値は極端な値を除くと約 3 である。つまり、初夏に増殖した個体群は翌春（9 か月）にかけておよそ 3 分の 1 に減少する。よって、 $S_{M(adult)}^{270} = 1/3$ より、 $S_{M(adult)} = 0.996$ と設定する。また、5 月上旬から 8 月初旬までの個体群増加率を（以下の計算では餌が飽和していると仮定していることを勘定に入れて）大きめに 10 と仮定し、

$$F_{max} \sum_{t=22}^{71} \left[S_{M(adult)}^{\max(t-1,51)} S_{M(young)}^{\min(122-t-1,70)} \right] = 10 \text{ より、卵期から稚魚期までの生存率を、} S_{M(young)} =$$

0.94 と設定する。5 月上旬に観察された越冬し繁殖している成魚は、6 月下旬にはほとんど観察されない。繁殖期の成魚の死亡率は夏季以降に比べて比較的高いと考えられるが、春の成魚生存率は繁殖成功に大きく寄与していないと考えられ、情報も得られていないので、簡単のため夏季以降の生存率と区別しなかった。

【魚の日当たり最大産卵数 R_{max} 】 近交系メダカ (h-drR) の繁殖試験では、14 日で約 150 個産卵、h-drR と drR との F1 雑種の繁殖試験では 14 日間で約 300 卵産卵した。よって、繁殖期間の産卵数は日当たり 10~20 卵と考えられる。繁殖期間中の休止期間を考慮に入れて、最大体長の個体の日当たり産卵数を 15 と設定する。

【魚の個体成長率 γ 】 雁通川河口のメダカ個体群（2003 年）の体サイズ動態を指数関数 ($L(t) =$

$A_0 \exp(A_1 t) + A_2$: t は 4 月 1 日を起点とする日数) に当てはめた結果, 係数 A_1 が $-9.137 \cdot 10^{-3}$ と推定された。よって $\gamma = 0.00914$ と設定する。メダカは 6 月上旬ころに最大体長に達すると考えられる。 $t = 426$ としたときの体長予測値は, 29.02mm で, 6 月上旬の体長の観測値とも一致している。よって, 最大体長を, $L_{max} = 29 \text{ mm}$ と設定する。メダカの繁殖開始齢はおおむね 120 日である。よって $L(120+26) = 20.42$ より, 繁殖開始齢は $L_\alpha = 20 \text{ mm}$ と設定する。

【魚のミジンコ最大捕食率 P_{max} 】 Mano and Tanaka (in press) の藻類 - ミジンコ - メダカ系のアクアリウム実験より, *Ceriodaphnia reticulata* + *Daphnia galeata* の混合系と, *C. reticulata* + *Moina macrocopa* の混合系のいずれでも, メダカ投入後 2 週間で, おおむね 0.5mg/L (乾燥重量) のバイオマスが減少している。その間, メダカのバイオマスは, 前者で 0.8mg/L (2 匹合計), 後方で 0.7mg/L 増加しており, 成長局面を維持していた。詳細には, 前者の系で, メダカのバイオマス (湿重) は, 試験開始第 3 週から第 4 週の 1 週間で 5.22mg/L から 5.61mg/L に増加, ミジンコ総バイオマス (乾重) は, その間, 1.807mg/L から 1.342mg/L に減少した。卵と育房内仔虫の観測数から, 出生率を算定したところ, *D. galeata* の出生率はメダカによる捕食の始まる時点 (第 3 週目) でほぼ 0 であり, 繁殖による加入はほとんどないと考えられる。年齢構成が若齢に偏っていると考えられるので, 自然死亡率が無視しえると仮定し, メダカのバイオマス (M_t) が線形に増加すると仮定すると, 7 日間のミジンコバイオマスの変化分は, $\Delta Z = -P \sum_{t=1}^7 M_t$, つまり, $\Delta Z = -P \sum_{t=1}^7 \left\{ \frac{M_7 - M_1}{6} (t - 1) + M_1 \right\} = -P \left(\frac{21}{6} M_7 + \frac{21}{6} M_1 \right)$ より, 1 日当たり単位メダカバイオマスあたり最大捕食率は, $P_{max} = 0.012 \text{ mg Z/mg M/day}$ である。メダカ成魚の体重はおおむね 400mg なので, 春季における, メダカ繁殖個体群の個体あたり最大捕食率は, 概算で $P_{max} = 5 \text{ mg Z/ind M/day}$ と設定する。

【捕食の半飽和定数 h_d と魚の摂食ニッチ幅 ω 】 メダカのデータより, 魚の年あたり個体群増加率が約 $\lambda = 1.7$, 4 月 1 日から同年の 8 月 1 日までの個体群増加率が約 6.5 になるように, 捕食の半飽和定数 h_d と摂食ニッチ幅 ω (ミジンコ以外餌の相対資源利用可能性) の比率を調整する。 h_d が大きくなると, 魚のミジンコ捕食量がミジンコバイオマス量に依存するようになり (捕食効率が悪くミジンコが高密度でないと捕食できなくなる), ミジンコ個体群を介する生態リスクの間接効果が強くなる。一方, h_d が小さくなると, 魚のミジンコ捕食能力が高くなりミジンコが低密度下でも飽食しやすくなり, ミジンコ個体群に対する依存性は低くなる。このとき, ミジンコ以外の餌に対する依存性も減少すると考えられる。つまり, h_d の値が大きくなるとミジンコ密度が同じときの魚の捕食量は減少し, 個体群増加率も低下する傾向がある。この個体群増加率の低下を補うためには, ミジンコ以外の餌も捕食する必要があり, 摂食ニッチ幅 ω がより大きくなければならない。

上記の個体群増加率が保たれる h_d と ω の値の組み合わせを下の表に例示する (ただし h_d が 1 もしくは 2 の場合は, 魚の年あたり個体群増加率は $\omega = 0$ でも 1.7 を超える)。

h_d	1	2	5	10	15
ω	0	0	0.1	0.3	0.4

上記の、無曝露状態で魚の個体群増加率が維持されるパラメータの組み合わせの中から、化学物質の生態毒性に対して敏感に反応するものを選択する。この場合、重要な生態毒性はミジンコ毒性なので、ミジンコに対する毒性の強いフェニトロチオンの毒性値（ミジンコ急性遊泳阻害 $EC_{50} : 0.0048\text{mg/L}$, ミジンコ繁殖阻害 $NOEC : 0.000009\text{mg/L}$, 藻類増殖阻害 $NOEC : 0.5\text{mg/L}$, 魚類急性毒性 $LC_{50} : 3.7\text{mg/L}$ ）を使い、生態リスク指数に対する濃度反応曲線をパラメータ値ごとに比較した。個体群増加率に対する効果は、 h_d が小さく ω も小さい組み合わせほど大きくなる傾向があった。半飽和定数 h_d が 10 および 15 の場合は、その他の場合に比べて生態リスク指数が半減した。一方、 h_d が 5 mg/L 以下では生態リスク指数は殆ど低下しなかった。よって、魚の個体群増加率が維持されミジンコ個体群の減衰を介する生態リスクが十分に評価できる値として、半飽和定数を $h_d = 5 \text{ mg/L}$ に設定する。

【藻類の日当たり増殖率 R_d 】 Andersen (1992) より、*Senedesmus* 属および *Selenastrum* 属の内的自然増加率 r は平均 1.64, 最頻値 1.68 である。よって、藻類増殖率は 5 と設定する ($r = 1.6$)。

S.6 ハザード関数における反応勾配の経験分布

「環境省生態影響試験結果」平成 24 年 3 月版は、多くの化学物質の生態毒性について、無影響濃度 $NOEC$ と 50% 影響濃度 EC_{50} もしくは半数致死濃度 LC_{50} の両方を推定しているために、反応勾配に関する推定値を得ることができる。有効なデータ数（化学物質数）は以下の通りである。

藻類増殖阻害 72h- $NOEC$ および 72- EC_{50} : 341 物質

ミジンコ遊泳阻害 48h- $NOEC$ および 48h- EC_{50} : 480 物質

ミジンコ繁殖阻害 21day- $NOEC$ および 21-day EC_{50} : 239 物質

魚類（メダカ）急性毒性 96h- $NOEC$ および 96h- LC_{50} : 358 物質

魚類（メダカ）初期生活段階毒性 $NOEC$ および EC_{20} : 34 物質

（以上、すべて不等号値として表記された毒性値を除く。）

藻類増殖阻害とミジンコ繁殖阻害については、定常曝露では毒性反応率が試験期間に依存しないので、反応勾配を $\eta = 0.5 / (\log EC_{50} - \log NOEC)$ から推定した。

ミジンコ急性遊泳阻害については、毒性反応率が試験期間（2 日）とともに蓄積する特性があることを勘案し、 $\{1 - \eta(\log EC_{50} - \log NOEC)\}^2 = 0.5$ より、 $\eta = 1 - \sqrt{0.5} / (\log EC_{50} - \log NOEC)$ から推定した。

魚類急性致死については、化学物質の体内蓄積を考慮しなければならないが、試験期間中における体内蓄積が反応勾配の推定値に大きく影響するとは考えられず、「環境省生態影響試験結果」に収録されている当該化学物質のすべてに対して排出係数を求めることは困難だったため、全物質にデフォルト値の $k_e = 0.2$ を設定した。 LC_{50} および $NOEC$ の定常曝露濃度における、試験開始 t 日目における体内濃度（常用対数スケール）はそれぞれ、 $c_{LC_{50}}(t) = \log[k_E LC_{50} \sum_{\tau=1}^t (1 - k_E)^{\tau-1}]$, $c_{NOEC}(t) = \log[k_E NOEC \sum_{\tau=1}^t (1 - k_E)^{\tau-1}]$ である。試験期間が D 日のとき、平均閾値は $\bar{z} = c_{NOEC}(D)$ と算定される。試験期間後の生存率は $\prod_{\tau=1}^D \{1 - \min[1, \eta \max(0, c_{LC_{50}}(\tau) - \bar{z})]\}$ と予測されるので、 $\prod_{\tau=1}^D \{1 - \min[1, \eta \max(0, c_{LC_{50}}(\tau) - \bar{z})]\} = 0.5$ を与える η を数値的に決定した。

魚類成長阻害試験から反応勾配を求める方法については、データの再解析が必要だったため、S.7 で解説する。

得られた反応勾配の推定値は、生命特性ごとに対数正規分布に最小二乗法で適合させた。データ数や数値のレンジに応じて 10 から 30 程度に区分された η 値のクラスに対する頻度分布を作成し、対数正規分布による期待頻度からの平方和を最小にするパラメータを推定した。対数正規分布の密度関数 $p(\eta)$ は次式であり、パラメータとして、平均 m 、分散 v 、最頻値 $mode$ を推定した。

$$p(\eta) = \frac{1}{\sqrt{2\pi v}} \exp\left\{-\frac{(\ln \eta - m)^2}{2v}\right\} d\eta$$

最頻値は $mode = \exp(m-v)$ に等しい。各生命特性に対して推定されたパラメータ値は下記の通りである。

- ① 魚類急性致死： $m = 0.248$ (平均) $v = 0.739$ (分散) $mode = 0.612$ (最頻値)
- ② 魚類成長阻害： $m = -0.843$ (平均) $v = 0.149$ (分散) $mode = 0.371$ (最頻値)
- ③ 魚類繁殖阻害： 魚類成長阻害の数値を採用 (解析のためのデータが欠損)
- ④ ミジンコ遊泳阻害： $m = -0.11$ (平均) $v = 0.272$ (分散) $mode = 0.682$ (最頻値)
- ⑤ ミジンコ繁殖阻害： $m = 0.11$ (平均) $v = 0.276$ (分散) $mode = 0.847$ (最頻値)
- ⑥ 藻類増殖阻害： $m = -0.478$ (平均) $v = 0.177$ (分散) $mode = 0.519$ (最頻値)

反応勾配 (藻類以外) の頻度分布と対数正規分布を図 S-1 から図 S-4 に示す。

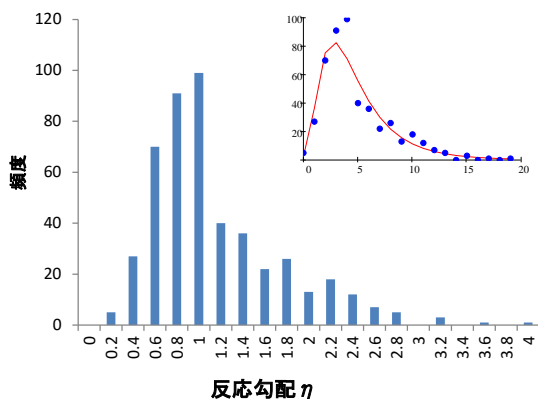


図 S-1 ミジンコ遊泳阻害における反応勾配 η の頻度分布. 右上のはめ込み図は対数正規分布 (曲線) への適合を示す。

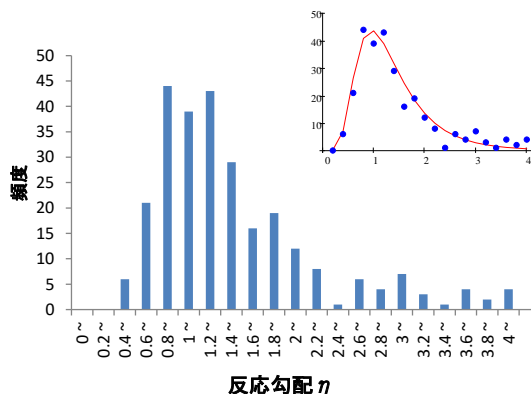


図 S-2 ミジンコ繁殖阻害における反応勾配 η の頻度分布. 右上のはめ込み図は対数正規分布 (曲線) への適合を示す。

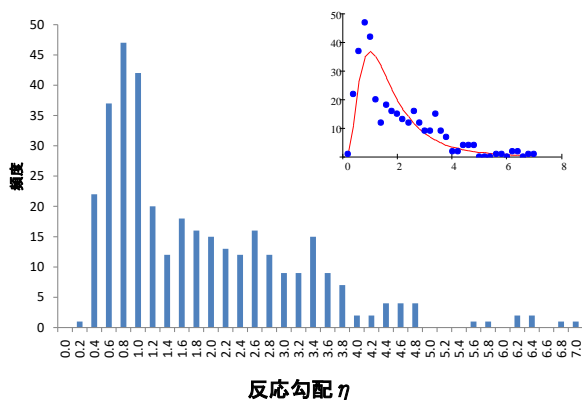


図 S-3 魚類急性毒性における反応勾配 η の頻度分布. 右上のはめ込み図は対数正規分布 (曲線) への適合を示す。

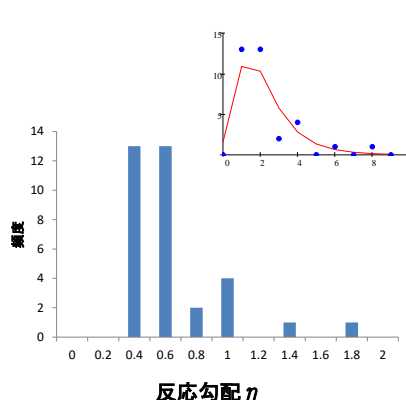


図 S-4 魚類成長阻害における反応勾配 η の頻度分布. 右上のはめ込み図は対数正規分布 (曲線) への適合を示す。

S.7 魚類初期生活段階（ELS）試験データから成長阻害の反応勾配を推定する方法

魚類の成長阻害における反応勾配の分布に関する情報を得るために、「環境省生態影響試験結果」平成24年3月版の初期生活段階（ELS）試験データに基づいて魚類成長阻害の反応勾配を算定した方法を記述する。

魚類の個体成長は、von Bertalanffy 成長モデルに従い、成長阻害効果を示すハザード関数は成長モデルのパラメータに作用する形で組み込まれているために（式[16b]）、毒性試験で観察された化学物質濃度と個体成長の低下との量的関係を示す反応勾配を求めるには、成長モデルを使った解析が必要になる。さらに、ELS 試験は曝露期間が長いために、化学物質の体内蓄積も考慮に入れなくてはならない。体内蓄積過程のモデル化に必要な BCF や排出係数 k_e もしくは K_{ow} のデータは、「環境省生態影響試験結果」には含まれていないので、BCF および K_{ow} に関しては、(独)製品評価技術基盤機構「既存化学物質安全性点検データ」、通産省化学品安全課監修化学品検査協会編「化審法の既存化学物質安全性点検データ」、EU IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet 等の情報源から対象物質におけるこれらの数値を収集した。排出係数の実測値は入手できなかったため、BCF が 100 以上の物質に関しては K_{ow} (実測値) に基づく推定値を用いた。

化学物質の曝露は、仔魚の孵化前（卵期間）における曝露と孵化後の期間に分けられる。試験によって孵化前の曝露を実施する場合と実施しない場合がある。本書の解析では、化学物質の蓄積速度は孵化前と孵化後で同じであり、孵化後の個体成長による希釈効果は無視できると仮定した。孵化前の曝露期間（日数）を D_{pre} 、孵化後の曝露期間（日数）を D_{post} と書く。全試験期間は $D_{pre} + D_{post}$ に相当し、試験期間終了時に魚の体長を対照区と濃度区のそれぞれで計測する。

ELS 試験における毒性反応のエンドポイントとしては体長減少の NOEC のみを採用する。成長阻害の平均閾値 \bar{z} と、曝露濃度 x （時間変動の無い定常曝露）における孵化後 t 日目の体内濃度 $c_x(t)$ は次式で与えられる。

$$\bar{z} = \log \left[k_E \sum_{\tau=0}^{D_{pre}+D_{post}-1} (1 - k_E)^\tau NOEC \right] \quad (S7-1)$$

$$c_x(t) = \log \left[k_E \sum_{\tau=0}^{D_{pre}+t-1} (1 - k_E)^\tau x \right] \quad (S7-2)$$

ハザード関数における反応勾配を推定するためにはさらに、ある特定の体長減少率をもたす化学物質濃度の推定値 (EC_x) が必要である。そこで、試験終了時における曝露区の体長が対照区の体長に比べて 20% 減少する化学物質濃度 (EC₂₀) を試験データ（「環境省生態影響試験結果」平成24年3月版の初期生活段階（ELS）試験の元データ。環境省化審室より提供）から求めた。EC₂₀ は、ELS 試験データが有効な 34 物質のそれぞれについて、曝露濃度に対する体長の回帰式から求めた (T.1 参照)。なお、1-クロロオクタンについては線形回帰への適合が悪かったので、2次関数に対する非線形回帰を求め、これにより EC₂₀ を算定した。

試験終了時の対照区の体長は、基本的な試験条件が一定で試験生物も同じ（メダカ）であるにもかかわらず、試験ごとに大きく変動した (T.1 参照)。このことは、微妙な試験条件の違いなどにより試験生物の成長速度に違いが生じたためであると考えられる。そこで、無曝露条件下における体成長率の違いが、反応勾配の推定に影響を与えることを避けるために、各試験の対照区データから各試験の成長率を算定し、試験条件の違いを反映させることとした。毒性試験開始時点

($t=0$)の体長を $L_0=2$ (mm), 最大体長を $L_{max}=29$ (mm)と仮定する(全試験データに対して固定)。体長計測時(毒性試験終了時)における対照区の体長を L_c と書くと, 対照区における体長は次の成長式に従う。

$$L_c = L_{max} - (L_{max} - L_0)e^{-\gamma D_{post}}$$

対照区の体長実測値(L_c)から, 数値計算によって上の成長式を満たす γ を算定した(計算法: 0.009を γ のシード値とする繰り返し計算)。

EC₂₀の曝露濃度における体長期待値を \hat{L}_{EC20} と書く。 $\hat{L}_{EC20} = 0.8L_c$ である。

定常的な曝露濃度 x における孵化後 t 日目の体長 $L_x(t)$ は, 定常曝露濃度 x における(個体レベル)ハザード関数 $h_x(t) = \min(1, \eta \max(0, c_x(t) - \bar{z}))$ より,

$$L_x(t+1) = L_x(t) + \max\left[\gamma\left\{L_{max} - \frac{L_x(t)}{1-h_x(t)}\right\}, 0\right] \quad (S7-3)$$

と書ける。

$h_x(t) \leq 1 - L(t)/L_{max}$ の範囲で上の式は, 次式に書き換えられる(ただし, $L_x(0) = L_0, h_x(0) = 0$)。

$$L_x(t+1) = \left(1 - \frac{\gamma}{1-h_x(t)}\right)L_x(t) + \gamma L_{max} \quad (S7-4)$$

この漸化式を解くと,

$$L_x(1) = (1 - \gamma)L_0 + \gamma L_{max} \quad (S7-5)$$

$$L_x(t) = L_0 \prod_{\tau=0}^{t-1} \left(1 - \frac{\gamma}{1-h_x(\tau)}\right) + \gamma_0 L_{max} \sum_{s=1}^{t-1} \prod_{\tau=s}^{t-1} \left(1 - \frac{\gamma}{1-h_x(\tau)}\right) + \gamma L_{max} \quad (S7-6)$$

となる。よって, EC₂₀の定常曝露による試験終了時の体長理論値 \hat{L}_{EC20} は

$$\hat{L}_{EC20} = L_0 \prod_{\tau=0}^{D_{post}-1} \left(1 - \frac{\gamma}{1-h_{EC20}(\tau)}\right) + \gamma L_{max} \sum_{s=1}^{D_{post}-1} \prod_{\tau=s}^{D_{post}-1} \left(1 - \frac{\gamma}{1-h_{EC20}(\tau)}\right) + \gamma L_{max} \quad (S7-7)$$

である。ここで, $h_{EC20}(t)$ は曝露濃度が定常的にEC₂₀である場合のハザード関数である(曝露期間は, 孵化前の期間を含む場合と含まない場合の2通りがある)。ELS試験データから算定した体長期待値と上記の理論値を等しくするハザード関数($h_{EC20}(t)$)内の反応勾配を評価した。

S.8 複数化学物質による複合影響

農薬など, 複数の化学物質が同時期同所的に複合曝露される物質に関しては, 複合影響をモデルに実装する。

複合曝露をもたらす化学物質の数を N_c とする。 i 番目の化学物質の時間 t における環境中曝露濃度を $x_i(t)$ とする。

化学物質の魚体内濃度は, 各物質が独立に式(15)に従って変化するとする。各物質の時間 t における体内濃度を $C_i(t)$, その対数変換値を $c_i(t)$ と書く。 $c_i(t) = \log[C_i(t)]$

(i) 独立作用の場合

各成分の個体群レベルの反応が独立に作用すると仮定する。

個体群レベルのハザード関数 $\bar{H}(\mathbf{x})$ は, 次式に従う(\mathbf{x} : 化学物質濃度)。

$$\bar{H}(\mathbf{x}) = 1 - \prod_{i=1}^{N_c} \left(1 - \int_{\bar{z}_i-d/2}^{\bar{z}_i+d/2} h_i(x_i) f_i(z) dz\right) \quad (S8-1)$$

$$\bar{H}(\mathbf{x}) = 1 - \prod_{i=1}^{N_c} (1 - \bar{h}(x_i | \bar{z}_i, \eta_i)) \quad (\text{S8-2})$$

実際の計算では、式 (S8-2) を使う。魚のハザード関数も同様に定義する。

(ii) 濃度加算の場合

濃度加算の定理が成り立っているとき、複数化学物質による複合影響の濃度反応曲線を表す反応勾配 η_m は、各成分の反応勾配の加重平均から近似的に計算することができる (Tanaka in press)。その際の加重係数は、閾値 10^z (元スケール) (魚以外では NOEC に等しい) でスケールした化学物質濃度 (体内濃度) X (元スケール) である。環境中濃度もしくは体内濃度 (魚の場合) が 0 である場合は、極端に小さな数値を割りあてる。

$$\eta_m = \frac{\sum_{i=1}^{N_c} w_i \eta_i}{\sum_{i=1}^{N_c} w_i} \quad (\text{S8-3})$$

ここで、 $w_i = -\frac{X_i}{\theta_i} \ln \left(\frac{X_i/\theta_i}{\sum_{i=1}^N (X_i/\theta_i)} \right)$ (X_i : 成分 i の化学物質濃度, θ_i : 成分 i の閾値 10^z [いずれも元スケール]) である。

各成分の濃度を次式で変換する。

$$X_i^* = \left(\frac{X_i}{\theta_i} \right)^{\eta_i/\eta_m} \quad (\text{S8-4})$$

複合影響のハザード関数を次式に従う。

$$H_m(\mathbf{x}) = \min[1, \eta_m \max(0, \log \sum_{i=1}^{N_c} X_i^*)] \quad (\text{S8-5})$$

個体群レベルのハザード関数を求める (濃度は規準化されているため、平均閾値は元スケールで 1 に等しい)。

$$\bar{H}_m(\mathbf{x}) = \int_{-d/2}^{d/2} H_m f(z) dz \quad (\text{S8-6})$$

魚の体内濃度に基づくハザード関数も同様に求めることができる。

S.9 季節変動型環境中濃度におけるモデルパラメータの推定例

1991 年における茨城県小貝川で実測された農薬類濃度データ (国立環境研究所特別研究報告 SR-19-95 ; 元データの提供は畠山成久氏の好意による) を使って、モデルとの適合が良いと判断された 8 物質 (除草剤 5 物質, 殺虫剤 3 物質) について、これらのパラメータの最小二乗法による推定を行った。環境中濃度の変動性の指標として、実測濃度のモデル予測値からの標準偏差を、最大環境中濃度に対する比率として表わした (*sd*)。

農薬	X_{\max} (mg/L)	T_p	σ	k	sd
シメトリン	7.22×10^{-3}	63.6	11.5	1.88	0.094
ブタクロール	1.77×10^{-3}	43.2	8.2	1.6	0.079
プレチラクロール	5.77×10^{-3}	44.6	5.4	1.05	0.035
ベンチオカーブ	7.00×10^{-3}	62.8	8.7	1.01	0.082
モリネート	19.01×10^{-3}	62.6	9.2	1.96	0.090

イプロベンフォス	3.01×10^{-3}	97.2	15.6	1.39	0.145
ピリダフェンチオン	8.94×10^{-3}	67.4	6.6	1.15	0.112
マラソン	3.72×10^{-3}	61.5	10.4	1.21	0.101

(下線は殺虫剤, その他は除草剤を示す。)

最大濃度日次 T_p は, 除草剤より殺虫剤が遅い傾向があり, 濃度の変動性は殺虫剤の方が大きい傾向がある。また, 濃度変化の尖り度は 1 に近く, 正規分布より尖った分布形を示した。

S.10 生態学的パラメータに対する感度解析の結果

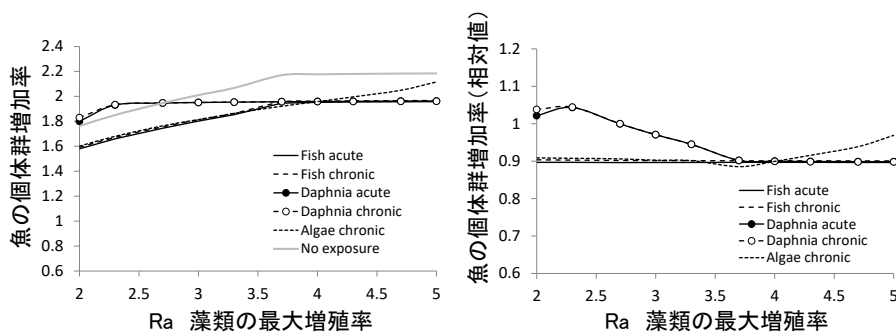


図 S-5 生態リスク算定結果の藻類の最大増殖率の変化に対する感度

左図は, 藻類の最大増殖率の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。右図は, 同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

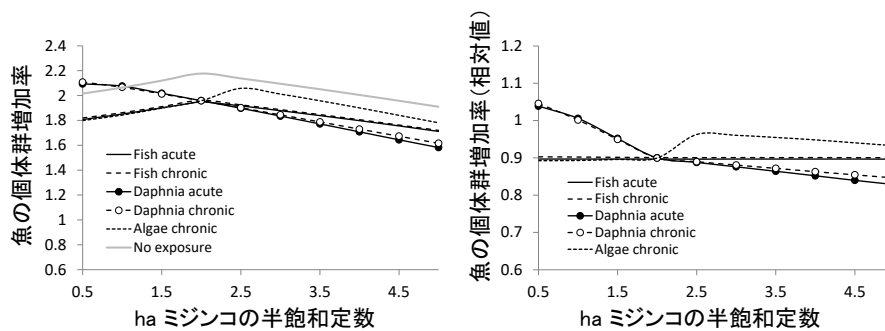


図 S-6 生態リスク算定結果のミジンコの半飽和定数の変化に対する感度

左図は, ミジンコの半飽和定数の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。右図は, 同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

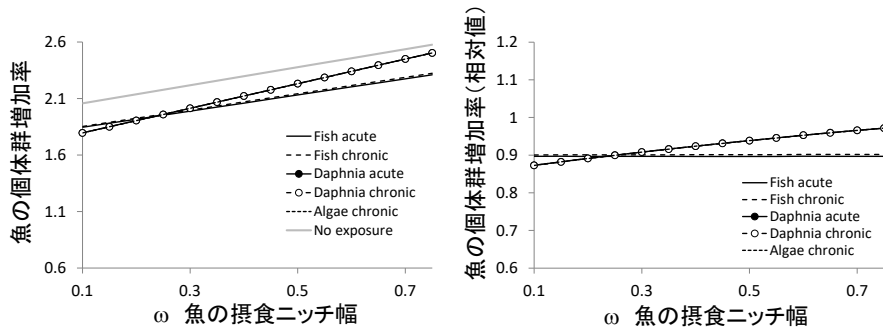


図 S-7 生態リスク算定結果の魚の摂食ニッチ幅の変化に対する感度
 左図は、魚の摂食ニッチ幅の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

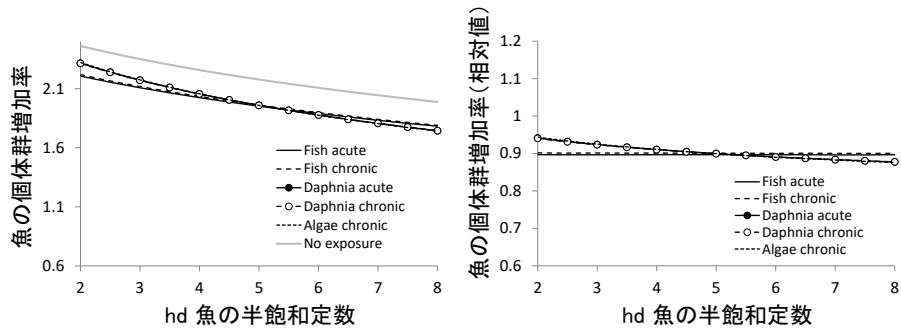


図 S-8 生態リスク算定結果の魚の半飽和定数の変化に対する感度
 左図は、魚の半飽和定数の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

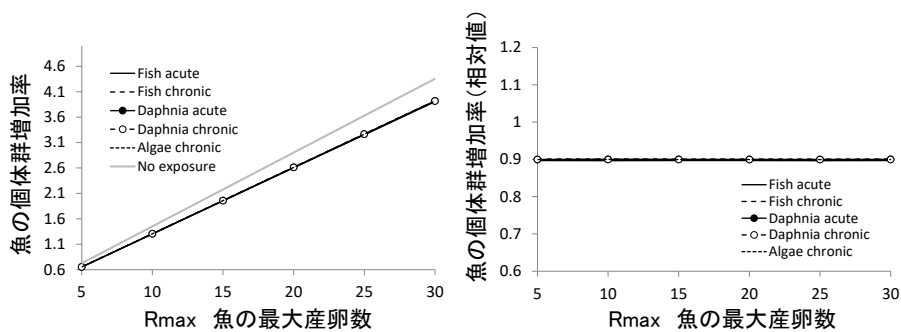


図 S-9 生態リスク算定結果の魚の最大産卵数の変化に対する感度
 左図は、魚の最大産卵数の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

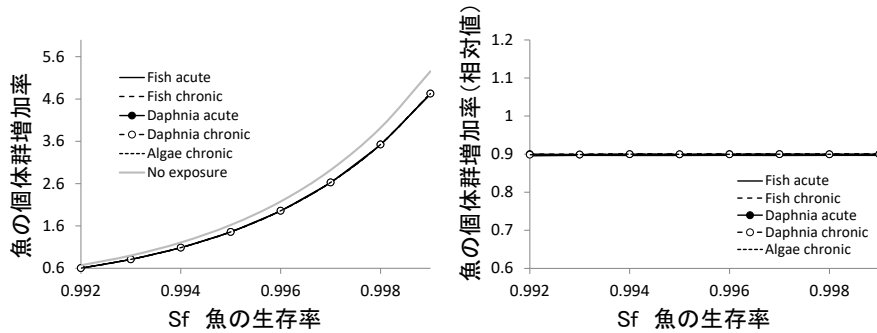


図 S-10 生態リスク算定結果の魚の生存率の変化に対する感度
 左図は、魚の生存率の変化による魚の個体群増加率の変化を無曝露 (No exposure) と各種生態毒性 (Fish acute : 魚類急性, Fish chronic : 魚類成長阻害, Daphnia acute : ミジンコ急性, Daphnia chronic : ミジンコ慢性, Algae acute : 藻類慢性) について示す。
 右図は、同じ結果を無曝露における最大個体群増加率に対する相対値で示す。

S. 11 生態リスク指数 ERQ から個体群絶滅確率への換算式

式(31)の両辺を常用対数に変換し、平均絶滅時間を桁数で表記する。

$$\log \bar{T} \propto \frac{2E[\ln \bar{\lambda}]}{\sigma_e^2} \log K \quad (\text{S11-1})$$

個体群増加率 (自然対数スケール) を長期間平均 (自然対数スケール) の周りでテーラー展開し、期待値を取ると

$$E[\ln \bar{\lambda}] \cong \ln \bar{\lambda} - \frac{\text{Var}[\ln \bar{\lambda}]}{2} \quad (\text{S11-2})$$

が得られる。 $\text{Var}[\ln \bar{\lambda}]$ は、個体群増加率 (自然対数スケール) の時間変動を示す分散である。

いま、化学物質の曝露 (曝露濃度 x) による個体群増加率 (常用対数スケール) の変分 $\Delta \log_{10} \bar{T}$ は化学物質の曝露濃度が低く、個体群増加率の変化が小さければ式(32)と(33)より

$$\Delta \log \bar{T} \cong \frac{2 \log K}{\sigma_e^2} \frac{d \ln \bar{\lambda}}{dx} x \quad (\text{S11-3})$$

と近似される。化学物質の影響による個体群増加率の低下は、化学物質以外の環境要因を反映した個体群増加率の長期間平均に対してもモデルで仮定した個体群増加率に対してと同じ率で低下

させると仮定する。このとき $\frac{d \ln \bar{\lambda}}{dx} x$ つまり $\frac{d \bar{\lambda}}{\bar{\lambda} dx} x$ は化学物質の影響による個体群増加率の変化率

を意味し、生態リスク指数の逆符号と等しい。したがって、 $\Delta \log \bar{T} \cong -\frac{2 \log K}{\sigma_e^2} ERQ$ である。

個体群の絶滅事象が時間にはほぼ依存しないとすると、化学物質の影響による絶滅確率の増加分 Δp は、次式で近似される (Tanaka 2003)。

$$\Delta p \cong p_0 (10^{-\Delta \log \bar{T}} - 1) \quad (\text{S11-4})$$

ここで p_0 は絶滅確率のバックグラウンド値である。

したがって、化学物質の影響による魚個体群の絶滅確率の増加は

$$\Delta p \cong p_0 (K^{(2/\sigma_e^2)ERQ} - 1) \quad (\text{S11-5})$$

から算定することができる。

T.1 メダカの初期生活段階（ELS）試験データ（「環境省生態影響試験結果」平成24年3月版）に基づく魚の成長における濃度反応関係

CAS	物質名	measured TL(mm)			
67663	クロロホルム	control	0	21.1	
		conc-1	0.209	21.3	
		conc-2	0.471	21.4	
		conc-3	1.23	21.1	
		conc-4	2.61	21	
		conc-5	5.65	20.1	
		conc-6	11.3	19.2	
84151	o-ターフェニル	control	0	23	
		solvent	0	22	
		conc-1	0.0048	23	
		conc-2	0.011	22	
		conc-3	0.023	18	
conc-4	0.05	17			
85687	フタル酸ブチルベンジル	control	0	17.3	
		solvent	0	16.5	
		conc-1	0.018	16.3	
		conc-2	0.051	16.9	
		conc-3	0.154	16.8	
		conc-4	0.435	15.6	
conc-5	1.35	11			
87865	ペンタクロロフェノール	control	0	19.5	
		solvent	0	19.7	
		conc-1	0.005	19.7	
		conc-2	0.013	19.2	
		conc-3	0.0323	18.8	
		conc-4	0.0762	18.5	
conc-5	0.195	16.7			
92524	ビフェニル	control	0	15.9	
		solvent	0	15.9	
		conc-1	0.0991	16	
		conc-2	0.174	15.7	
		conc-3	0.338	15.8	
		conc-4	0.671	14.8	
conc-5	1.21	12.2			
97007	1-クロロ-2,4-ジニトロベンゼン	control	0	17.4	
		conc-1	0.00866	17.2	
		conc-2	0.0224	17.3	
		conc-3	0.052	17.1	
		conc-4	0.123	15.6	
99876	p-シメン	control	0	18.5	
		solvent	0	18.9	
		conc-1	0.0865	18.5	
		conc-2	0.167	18.7	
		conc-3	0.316	18.7	
		conc-4	0.69	18.2	
conc-5	1.44	16.2			
104949	p-アニシジン	control	0	14.8	
		conc-1	0.559	14.1	
		conc-2	1.15	13.8	
		conc-3	2.32	13.8	
		conc-4	4.9	12.4	
106467	p-ジクロロベンゼン	control	0	17.7	
		solvent	0	17.5	
		conc-1	0.0867	17.5	
		conc-2	0.168	17.2	
		conc-3	0.299	17.1	
		conc-4	0.601	17.6	
conc-5	1.23	16.5			
106490	p-トルイジン	control	0	15.6	
		conc-1	0.598	14.7	
		conc-2	1.18	14.5	
		conc-3	2.47	14.5	
		conc-4	4.99	13.9	
conc-5	9.93	14.1			
108907	クロロベンゼン	control	0	16.4	
		solvent	0	16.7	
		conc-1	0.093	15.9	
		conc-2	0.247	16.4	
		conc-3	0.633	14.7	
		conc-4	1.8	15.9	
conc-5	4.76	14.2			

(続き)

111659	オクタン	control	0	16.8	
		solvent	0	16.5	
		conc-1	0.0057	17	
		conc-2	0.0127	17.2	
		conc-3	0.0278	16	
		conc-4	0.0686	15.5	
		conc-5	0.186	13.1	
111853	1-クロロオクタン	control	0	15.4	
		solvent	0	15.1	
		conc-1	0.0085	15.5	
		conc-2	0.0206	15.9	
		conc-3	0.0567	15.3	
		conc-4	0.161	14.8	
		conc-5	0.397	8.8	
117817	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	control	0	22	
		solvent	0	22	
		conc-1	0.11	22	
		conc-2	0.2	22	
		conc-3	0.34	22	
		conc-4	0.56	22	
		conc-5	1	21	
122349	シマジン	control	0	15.9	
		conc-1	1.02	16	
		conc-2	1.99	15.7	
		conc-3	4.01	14.8	
123308	4-アミノフェノール	control	0	22	
		solvent	0	22	
		conc-1	0.064	21	
		conc-2	0.13	21	
		conc-3	0.28	21	
		conc-4	0.55	19	
124481	ジプロモクロロメタン	control	0	18.7	
		conc-1	0.208	18.3	
		conc-2	0.476	18.2	
		conc-3	1.05	17.9	
		conc-4	2.1	16.4	
		conc-5	4.67	15.2	
		conc-6	10.2	13.2	
127184	テトラクロロエチレン	control	0	18.7	
		conc-1	0.0318	19.6	
		conc-2	0.0847	19	
		conc-3	0.351	18.5	
		conc-4	1.01	19.3	
		conc-5	3.81	16.6	
128370	2,6-ジ-tert-ブチル-4-メチルフェノール	control	0	15.6	
		solvent	0	15.8	
		conc-1	0.00817	16	
		conc-2	0.0203	15.7	
		conc-3	0.0528	15.4	
		conc-4	0.139	14.8	
		conc-5	0.354	14.3	
129000	ピレン	control	0	19.4	
		solvent	0	19.3	
		conc-1	0.000642	19.8	
		conc-2	0.00129	19.7	
		conc-3	0.00247	19.4	
		conc-4	0.00493	18.6	
		conc-5	0.00896	17.2	
132650	ジベンゾチオフェン	control	0	18.3	
		solvent	0	18.2	
		conc-1	0.0087	18.4	
		conc-2	0.0282	17.9	
		conc-3	0.0875	17.7	
		conc-4	0.274	16	
		conc-5	0.877	10.2	
140669	4-tert-オクチルフェノール	control	0	16.8	
		solvent	0	16.7	
		conc-1	0.0034	16.7	
		conc-2	0.0112	16.1	
		conc-3	0.0334	16.2	
		conc-4	0.107	15.5	
141435	2-アミノエタノール	control	0	17.7	
		conc-1	0.21	17.7	
		conc-2	0.47	17.6	
		conc-3	1.24	17.1	
		conc-4	3.55	16.6	
		conc-5	9.85	16.5	

(続き)

606202	2,6-ジニトロルエン	control	0	16.7	
		solvent	0	16.7	
		conc-1	0.019	16	
		conc-2	0.05	16.3	
		conc-3	0.129	16.3	
		conc-4	0.355	14.8	
		conc-5	0.913	15.7	
611198	2-クロロ塩化ベンジル	control	0	16.4	
		solvent	0	16.5	
		conc-1	0.0134	16.4	
		conc-2	0.0249	16.4	
		conc-3	0.0461	16.1	
		conc-4	0.0967	15.4	
		conc-5	0.182	12	
782741	2, 2' -ジクロロヒドラゾベンゼン	control	0	17.7	
		solvent	0	17.6	
		conc-1	0.00157	17.9	
		conc-2	0.00417	17.5	
		conc-3	0.0125	17.1	
		conc-4	0.0365	16.5	
		conc-5	0.0949	12.7	
793248	N-(1, 3-ジメチルブチル)-N'-フェニル-1, 4-ベンゼンジアミン	control	0	16.9	
		solvent	0	17	
		conc-1	0.00142	16.6	
		conc-2	0.00371	16.8	
		conc-3	0.011	15.5	
		conc-4	0.0385	13.5	
		conc-5	0.0937	8.3	
1806264	p-オクチルフェノール	control	0	23	
		solvent	0	23	
		conc-1	0.0033	23	
		conc-2	0.0077	22	
		conc-3	0.018	21	
		conc-4	0.04	20	
3380345	トリクロサン	control	0	18.2	
		solvent	0	18.3	
		conc-1	0.03	18	
		conc-2	0.0603	18	
		conc-3	0.123	16.2	
4170303	クロトンアルデヒド	control	0	17.7	
		conc-1	0.0014	17.6	
		conc-2	0.0036	17.2	
		conc-3	0.0101	17.2	
		conc-4	0.0247	17	
		conc-5	0.0623	16.7	
6165511	1, 4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼン	control	0	16.8	
		solvent	0	16.4	
		conc-1	0.0053	15.9	
		conc-2	0.014	16	
		conc-3	0.0338	15.9	
		conc-4	0.0997	15.3	
		conc-5	0.249	13.9	
7791200	塩化ニッケル・6水和物	control	0	22.9	
		conc-1	0.232	24.1	
		conc-2	0.476	24.5	
		conc-3	1.05	23.3	
		conc-4	2.26	20.5	
		conc-5	4.81	18.7	
		conc-6	10.6	15.4	
13048334	アクリル酸ヘキサメチレンエステル	control	0	17.5	
		solvent	0	17.7	
		conc-1	0.0179	17.8	
		conc-2	0.035	17.9	
		conc-3	0.0723	17	
		conc-4	0.149	15.6	
		conc-5	0.298	10.1	
25154523	ノニルフェノール	control	0	16.8	
		solvent	0	16.9	
		conc-1	0.0051	16.9	
		conc-2	0.0118	16.4	
		conc-3	0.0333	16.4	
		conc-4	0.0873	15.4	

measured : 実測濃度 (mg/L), conc-1~ : 濃度区

TL: メダカの体長 (mm), control : 対照区, solvent : 助剤対照区

右端の図は、体長の曝露濃度に対する直線回帰を示す。