

## 1. はじめに

2010年に、ここ名古屋で生物多様性条約第10回締約国会議(COP10)が開かれ、里山や都市緑化に対する見直しがなされた。河川においては、従来の改修工法に代わって、多自然工法が全国的に進められている。しかしその対象は、河道の中だけに限定され、流域の自然植生の保全・復元、野草群落の育成、ワンドの形成、ビオトープの造成に注目されてきたのは最近のことである(服部 *et al.*, 1995)。また施工後の生物環境評価はこれまで、鳥類・魚類をはじめ、トンボやカワゲラなどの水生生物、およびチョウ類などの昆虫類で試みられてきたが、調査者の技量や専門性が高く、定量的データが取りづらく普遍的な評価指標とはなりにくい。本研究の対象である地表性昆虫は種数、個体数ともに極めて多く(約1400種)、生態や習性についての多くの研究があり、生息場所のわずかな環境変化に応じた群集構造を形成し、環境の変化に敏感に反応することから、人為的攪乱の影響の予測と評価のための指標に適している。しかしながらビオトープと、その周辺環境における地表性昆虫を用いた環境評価事例や個体群に関する研究はほとんどない。そこで本研究では、愛知県名古屋市北部を流れる一級河川の矢田川、庄内川のビオトープ周辺の地表性昆虫の個体数を定量的に調査することによって、新設ビオトープでの地表性昆虫の群集構造の解析と環境評価を目的とした。さらに地表性昆虫の個体群を保全する観点から、今後のビオトープづくりと管理法の提案をする。

## 2. 方法

調査対象：地表性昆虫と呼ばれるオサムシ科、クビボソゴミムシ科、シデムシ科、エンマムシ科に属する主に地表面を生活の場としている甲虫類を対象とした。

採集方法：ピットフォールトラップ法(以降PT法)(プラ製、直径9cm、深さ11cm)を用いた。各地点に20個ずつ2mごとに設置した。ベイト・保存液は用いていない。7-11月まで約100時間ごとに設置、回収した。

調査地点：「矢田川こどもの水辺ビオトープ」内の草地、河畔林(施工後3年)と「みずとぴあ庄内ビオトープ」内の草地、湿地、河畔林(施工後1年)の計5か所で行った。

解析方法：以下の多様度指数、均衡度指数、期待

種数、攪乱度指数、類似度指数を算出した。また調査期ごとの種構成について類似度指数からクラスタ分析(群平均法)を行い、調査地点ごとの構成種について除歪対応分析(Detrend Correspondence Analysis :DCA)を行った。

A 多様度指数

i) Simpson の多様度指数

$$\lambda = \sum \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}, \quad 1/\lambda$$

ii) Shannon-Wiener の多様度指数

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

iii) Brillouin の多様度指数

$$HB = \frac{\ln(N!) - \sum \ln(n_i!)}{N}$$

iv) McIntosh の多様度指数

$$D_{Mc} = \frac{N - \sqrt{\sum (n_i)^2}}{N - \sqrt{N}}$$

v) Margalef の多様度指数

$$D_{Ma} = \frac{S-1}{\ln N}$$

B 均衡度指数

i) Pielou の均衡度指数

$$J' = N H'$$

C 期待種数

i) Hurlbert の期待種数

$$E(S_p) = S - \frac{\sum_{N-n_i} C_p}{N C_p}$$

ii) Chao の期待種数

$$ES = S + \frac{a^2}{2b}$$

D 類似度指数

i) 木元の類似度指数

$$C_{II} = \frac{2 \sum_{i=1}^S n_{Ai} \cdot n_{Bi}}{(\sum \Pi_A^2 + \sum \Pi_B^2) N_A \cdot N_B}$$

$$\sum \Pi_A^2 = \frac{\sum_{i=1}^s n_{Ai}^2}{N_A^2}, \quad \sum \Pi_B^2 = \frac{\sum_{i=1}^s n_{Bi}^2}{N_B^2}$$

E 攪乱度指数

ゴミムシ類のニッチ幅 (niche breadth) の逆数がその種の攪乱に対する抵抗性を示すとして石谷 (1996) が提案した指数である。

$$ID = \frac{\sum N_{ij} I_i}{\sum N_j}, \quad I_i = \sum_i \left( \frac{N_{ij}}{N_i} \right)^2$$

総個体数を  $N$ , 群集の  $i$  番目の種の個体数を  $n_i$ , 総種数を  $S$ , サンプルング数を  $p$ , 1つのトラップからのみ得られた種数を  $a$ , 2つのトラップから得られた種数を  $b$ , 石谷の環境指標値  $I_i$  とする.  $I_i$  については原論文を参照されたい.

3. 結果および考察

3.1 採集された種数・個体数

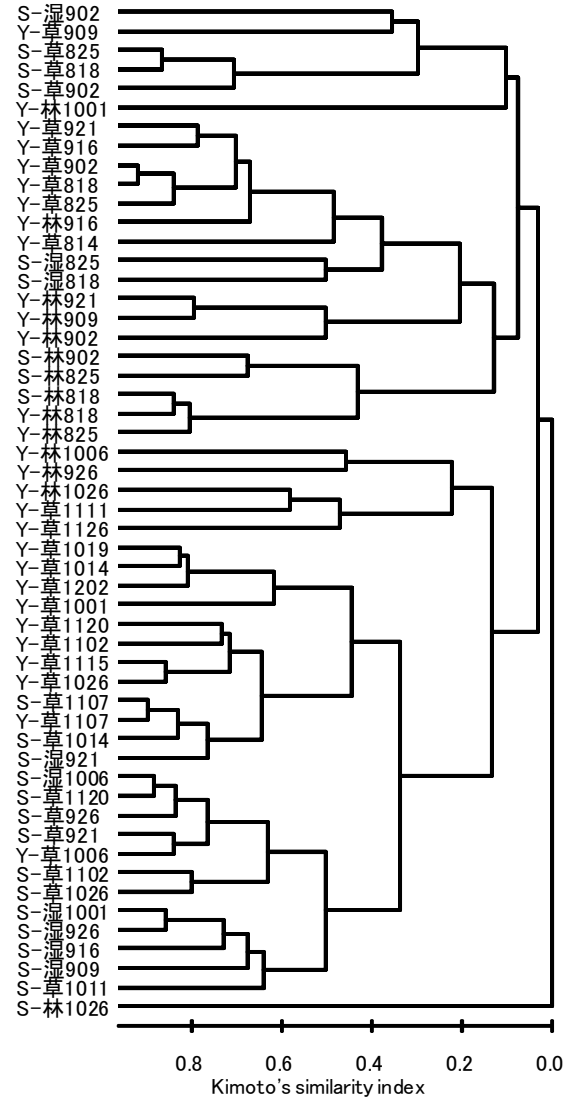
25科82種3707個体の昆虫類が採集され, 内地表性昆虫は, 46種2058個体であった.

全調査地域で採集された種は, セアカヒラタゴミムシ *Dolichus halensis*, クロゴモクムシ *Harpalus niigatanus* の2種のみであった. 各地点の総種数, 総個体数は表1に示した.

各調査地点の上位種 (採集個体数) は, 矢田川-草地では, ミイデラゴミムシ *Pheropsophus jessoensis*, クロゴモクムシ, ヒロゴモクムシ *Harpalus corporosus*, オオヒラタシデムシ *Eusilpha japonica* が上位種となった. 矢田川-河畔林では, オオヒラタシデムシ, キンナガゴミムシ *Pterostichus plani-collis*, ムネビロハネカクシ *Algon grandicollis*, ミイデラゴミムシ *Pheropsophus jessoensis*, ノグチナガゴミムシ *Pterostichus noguchii* が上位種となった. 庄内川-草地では, クロゴモクムシ, ウスアカクロゴモクムシ *Harpalus sinicus*, エゾカタビロオサムシ *Campalita chinense*, セアカヒラタゴミムシが上位種となった. 庄内川-湿地では, クロゴモクムシ, ウスアカクロゴモクムシ, セアカヒラタゴミムシ, ナガヒョウタンゴミムシ *Scarites terricola pacificus* が上位種となった. 庄内川-林では, オ

オヒラタシデムシ, コブマルエンマコガネ *Onthophagus atripennis*, ミツノエンマコガネ *Onthophagus tricornis* が上位種となり, 種数, 採集個体数ともに最も少なかった. また, ビオトープ植生に由来, 特異な生息環境を要求する種 (ミズギワゴミムシ属), 森林性スペシャリスト, 草原性スペシャリストは採集されなかった.

各調査地点で固有に採集されたユニーク種は, 矢



↑ 図1 各調査地における, 採集日ごとの地表性昆虫群集の類似度 (木元の類似度指数) に基づくクラスタ分析 (凝集法: 群平均法) の結果. 4種以上, 2個体以上の地表性昆虫が採集された調査日のデータを用いた. ラベル数字: 調査日, Y: 矢田川ビオトープ, S: 庄内川ビオトープ, 草: 草地, 湿: 湿地, 林: 河畔林を表す.

	調査地				
	矢田川		庄内川		
	草地	林	草地	湿地	林
個体数	780	468	457	182	171
種数	35	32	31	20	18
Hurlbertの期待種数	9.4	10.1	8.7	9.6	7.5
Chaoの期待種数	36.6	52.3	41.0	22.7	50.0
Pielouの均衡度指数	0.651	0.737	0.669	0.820	0.710
Simpsonの多様度指数	1.208	1.115	1.146	1.122	1.215
Shannonの多様度指数	3.340	3.684	3.316	3.545	2.959
Brillouinの多様度指数	2.361	2.517	2.285	2.287	1.904
McIntoshの多様度指数	0.606	0.708	0.672	0.716	0.621
Margalefの多様度指数	5.106	5.042	4.898	3.651	3.306
攪乱度指数	1.94	1.40	1.77	1.82	1.38

← 表1 全調査期間 (2010.8-2010.11) における, 各調査地点の個体数, 種数, 期待種数, 均衡度指数, 多様度指数, 攪乱度指数 (地表性昆虫類の種・個体数より算出).



ゴミムシ群集は各調査地点の環境（攪乱度）に合った種構成になったと考えられる。

Hurlbert の期待種数は矢田川-林がもっとも大きく、庄内川-林が最も小さかったが、どの地域も 7.5~10.1 の範囲となり大きな差はなかった。それに対し、Chao の期待種数は矢田川-林と、庄内川-林がもっとも大きくなり ( $ES=50$ )、庄内川-湿地がもっとも小さい値となった ( $ES=22.7$ )。

### 3.3 クラスタ分析

全地点での調査日ごとに採集された地表性昆虫群集の種組成の類似度についてクラスタ分析を行い、図 1 に示した。その結果、3 つのグループに調査地点を超えて高い類似性が見られた（[矢田川-草地 10 月 6 日、庄内川-草地 9 月 21 日・26 日・11 月 20 日、庄内川-湿地 10 月 6 日]、[矢田川-草地 11 月 7 日、庄内川-草地 10 月 14 日・11 月 7 日、庄内川-湿地 9 月 21 日]、[矢田川-林 8 月 18 日、庄内川-林 8 月 18 日]）。それ以外はおおよそ同地点間、近い調査日同士でクラスタを形成した。採集数が 4 種未満かつ 2 個体未満の種を除いたことにより調査地点間をまたがったグループ分けとなったことから、これら少数の種が調査地点の特徴を表し多様性に影響を与えていると考えられる。したがってこれら少数の種の保全、定着を促すことがビオトープの多様性を向上させ、周辺環境への適合につながると考えられる。

### 3.4 除歪対応分析 (DCA)

DCA により調査地点と地表性昆虫類の種組成の序列化を行い、図 2 に地表性昆虫類と調査地点を合わせた序列化を示した。調査地点では第 1 軸正方向から、庄内川-林>矢田川-林>矢田川-草地>庄内川-湿地>庄内川-草地となった。第 2 軸は正方向から庄内川-湿地>矢田川-草地、林、庄内川-林>庄内川-草地の順になった。構成種については、第 1 軸正方向からおおよそ、森林性種>生息地ジェネラリスト>草原性種の順に序列化された。攪乱度の順序と、種の特徴から第 1 軸は地表性昆虫類の環境選好性と調査地の攪乱度を示すと推測できる。第 2 軸については適当な説明項目が見られなかったため要因との関連づけは行っていない。

### 3.5 ビオトープ管理における人為的攪乱の影響

現在、矢田川ビオトープでは年 3 回、大型機械を用いて大々的な草刈りが行われている。また、刈り取った草は除去されるためリターは蓄積・熟成されない。庄内川ビオトープにおいても年 5 回以上、頻繁に草刈りが行われている。河畔林においては完全

な下草の除去と枝払いが行われるため、リターは少なく林床が成熟していない。安定した草原や成熟した林にはそれぞれ特異な生態系が成立し、地表性昆虫をはじめとして、このような環境に生息する種の多くは希少種であり絶滅が危惧されている。ビオトープが成熟し、周囲環境に適合しているかどうかは定着している種構成から判断することができる。しかし、現在の 2 つのビオトープの管理方法は、攪乱に抵抗力を持つパイオニア種をはじめ、生息地ジェネラリストが増えることは予想できるが近隣の生息地から移入してくる生息地スペシャリストは定着しにくい状況といえる。

## 4. おわりに

本研究の結論として以下の 2 つを挙げる。

1. 現時点での種構成は、地域性は見られるものの一般的な河川敷の群集構造と同じ傾向であった。直接ビオトープとの関連が見られる種は確認されなかったが、わずかな河畔林にも独自の群集が成立していることが明らかになった。

2. 地表性昆虫群集はビオトープにおいて、地域環境の特性を反映しており、成熟度や攪乱頻度を示す指標として環境評価に用いることができる。

今回の結果を踏まえ、庄内川ビオトープにおいて、種の多様性を考慮した以下の管理方法を提案する。

1. 汀の一部において樹木の繁茂を抑えず、定着しているヤナギ類を自然に成長させ、小規模な河畔林を作る。

2. 草刈りをするときは、草地生息種が逃避可能な距離の範囲内で、草刈りを行う区域と行わない区域を時期をずらせながら刈り取る「トラ刈り」にし、さまざまな成長段階の植生をモザイク状に配置する。最終的には全区間の草刈りを行うことになるが、生物側の事情に配慮した環境整備・保全に意を尽くす。

3. ススキやオギのような高茎草本群落や河畔林の一部において、全く手を入れずに、自然の状態にしておく（遷移が進むままにする）保護地域を設定する。

## 5. 参考文献

服部保・赤松弘治[1995] 河川堤防植生の刈り取り管理に関する研究：ランドスケープ研究 58(5), 125-128.

石谷正宇[1996]環境指標としてのゴミムシ類[甲虫目:オサムシ科, ホソクビゴミムシ科]に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究報告, 34:1-110.