

耕作放棄水田等を利用した水生昆虫ビオトープ ネットワーク構築の可能性

北村 泰一

地域環境学科緑地保全学研究室

2007年11月4日受付; 2008年1月29日受理

Applicability of biotopes constructing in abandoned rice fields for biotope-network creation for aquatic insect assemblages in southern Kyushu

Hirokazu Kitamura

*Laboratory of Landscape Conservation, Minami-Kyushu University,
Takanabe, Miyazaki 884-0003, Japan*

Received November 4, 2007; Accepted January 29, 2008

To effectively use abandoned agricultural land, such as rice paddy fields, and to regenerate habitat for aquatic insects, biotopes consisting of water area with a constant depth of 10 cm were created on abandoned tracts of land in three areas of Takanabe Town, Miyazaki Prefecture. After construction of the biotopes, changes in aquatic insect assemblages and the estimated controlling factors were recorded for approximately one year. Observations of aquatic insects were conducted in summer (June) and winter (December) seasons, 2004. TWINSpan analysis and ANOVA showed that, for both summer and winter seasons, aquatic insect assemblages in the Hibariyama area were more similar to those in the Minami Kyushu University Farm, which was more than 1 km farther from the Hibariyama area than the closer Takanabe Town area, and similarity and number of insect species in the insect assemblages at the Takanabe Town area was lower than the other two areas. In order to examine the source of the insect species populating the biotopes, the occupancy rates of natural environments of mountainous forests, paddy fields, farming fields, and aquatic areas were examined and compared over areas within a 100- to 500-m radius from each biotope. Occupancy rates ranged from 70 % and 80 % for the Minami Kyushu University Farm and Hibariyama area, but were much lower for the Takanabe Town area, ranging from 20 % and 45 %. Examination of the granularity composition of sediment soil in the aquatic insect habitats showed significant differences in content of minute particles of $\phi < 50$ mm (silt+clay components) among biotopes ($P < 0.01$). The muddy area of the biotope in the Takanabe Town area, which showed the largest silt+clay content, also had a small number of species and the smallest number of individuals. In the present study, aquatic insect assemblages were shown to be potentially populated from the surrounding natural environments and influenced by the soil granularity composition, which represents the sediment environment. Regardless of the distance between biotopes, similarity of aquatic insect assemblages between even distant biotopes was maintained both by biotopes having high occupancy rates and by being surrounded by a variety of natural environment constituents. Lack of similarity between biotopes located even close to each other was attributed to low occupancy rates and presence of natural environment constituents below a certain level, and under these conditions, aquatic insect faunas could become further isolated.

Key words: abandoned rice field, biotope, aquatic-insect assemblage, the source of the insect species.

1. 研究目的

農村は古来から人の手によって維持管理されてきた二次的自然²²⁾として位置づけられる湿地であり、野生

生物の多様性と密度が高く保たれ地域の水辺生態系の維持に大きく貢献してきたが、近代農業技術の発達に伴う大規模区画整理、用排分離と水路のコンクリート化、乾田化により²⁹⁾、水田環境の深刻な劣化が進行し生物多様性が悪化してきている。さらに、近年の農

業・農村をめぐるさまざまな社会経済や技術の発展に伴って引き起こされた耕地面積の減少と農業労働者の高齢化や減反政策を背景として³⁰⁾、耕作放棄水田が増加した。

こうした放棄水田や休耕田は、水田生態系に及ぼす影響が危惧され、周辺地域への雑草害や害虫の発生源として憂慮すべき存在と見なされてきた。近年の生物多様性に対する関心の高まりの中で、放棄水田や休耕田を生物相保全の場として利用しようとする試みが各地でなされ^{3) 12) 19) 23) 24) 25)}、さらには、生き物生息空間の再生修復に関わる基本的考え方をビオトープ計画として位置づけ、現実には放棄水田や休耕田をビオトープとして利用^{5) 7) 28)}し、生態学的視点から現実の水田環境問題への対応もなされるようになった。

しかしながら、現実の放棄水田等に造成した同時期に複数のビオトープに成立する多様な水生昆虫群集を対象として、ビオトープ間および近隣の水田生態系との類似性を評価しその要因を検討したものはない。隣接する自然の生息地や人工的ビオトープで類似性に欠ける水生昆虫相が成立することは経験的に認識されているところであるが、生息地に成立する水生昆虫群集の支配要因についての実証的研究事例はない。さらに、放棄水田・休耕田の生息空間としての環境やそこに生育する生物相については未解決の部分も多い。放棄水田・休耕田をビオトープとして整備するに際しては十分な事前調査と整備後のモニタリング、ビオトープに成立する生物群集の季節的・経年的調査が必要になる。放棄水田を利用した水田生態系再生への取り組みに着手されて間もない今日ではこうした基礎的研究成果の蓄積が乏しいため、当面は試行錯誤を続けること³⁰⁾がひとつの手段であり、このような事前調査の蓄積が、ビオトープ造成後に成立する生物相の予測と生息環境の適切な維持を可能にするものと思われる。

このような観点から、本研究は地域の水生昆虫生息環境再生の手段として、放棄水田を利用してビオトープ整備を推進する際の基礎資料とするために計画したものである。調査地は宮崎県児湯郡高鍋町において立地環境が異なる3箇所の放棄水田等で、新規に水辺ビオトープを造成し、そこに成立する水生昆虫群集のビオトープ間および近隣水田との類似性とその支配要因を検討し、ビオトープ・ネットワーク構築の可能性を明らかにすることを目的として行ったものである。

本研究を進めるにあたり、水生昆虫採取とビオトープの維持管理にご協力を頂いた南九州大学緑地保全学研究室（当時）の小柳津直二氏、大崎強氏、江頭等一氏、矢野宏明氏に深謝の意を表します。

2. 研究方法

2-1. 調査地概要

ビオトープを造成した3地区の概要は以下のとおりである（図1参照）。なお、本論では本研究で新たに造成したこれら3地区のビオトープを総称して「当該ビオトープ」と定義する。当該ビオトープには近隣の農業用水を引水した。水質に著しく影響を及ぼす人為的

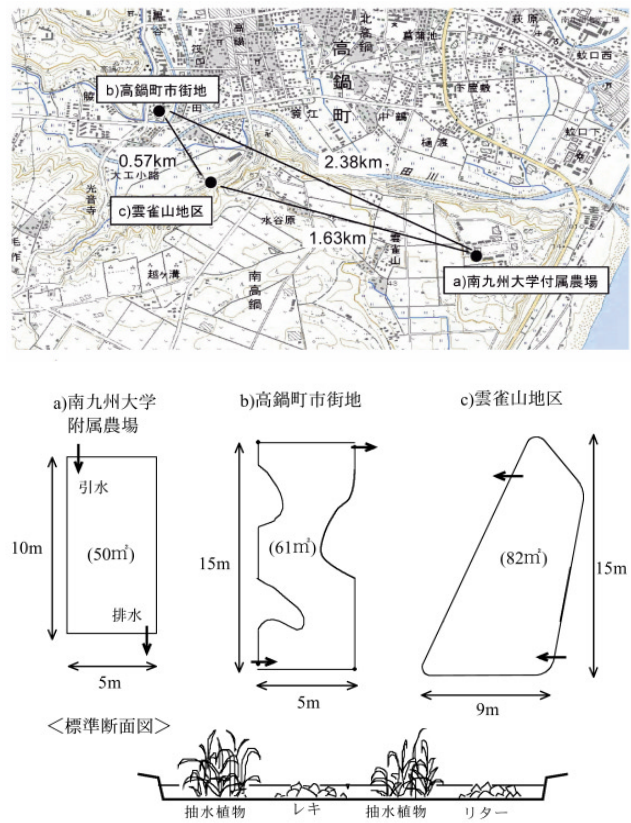


図1. ビオトープの位置と構造概要

水質汚濁成分の流入はない。

(1) 南九州大学附属農場

蔬菜類が露地栽培されている南九州大学附属農場の一区画にビオトープを造成した（水域面積50m²）。周辺には蔬菜圃場、果樹園、南九州大学附属実習場、南九州大学敷地が位置しており、学外の近隣地域には畑、山林が広がっている。

(2) 高鍋町市街地

高鍋町市街地においてほぼ周囲を人家で囲まれた区画の一部にビオトープを作成した（水域面積61m²）。当該箇所は過去3年間は水田として利用されてはなかったが、除草等のために必要に応じて耕起されていた。本調査期間中、当該区画は南九州大学地域環境学科の減農薬・減化学肥料農法による農業実習を行うにあたり水田として利用された。ビオトープ周辺には、水田の他、人家市街地、建物敷地が広く分布し、舗装道路も発達している。

(3) 雲雀山地区

通称「雲雀山」と呼ばれている洪積台地の山麓部緩斜面に位置する棚田状水田群の最上面にビオトープを造成した（水域面積82m²）。当該地区は、本研究においてビオトープを造成するまでの過去5年間は、何も維持管理方策が施されない放棄水田であり行政上の区分は減反合意田である。なお、本調査期間中、棚田状水田群は南九州大学地域環境学科の農業実習（減農



写真1. 南九州大学附属農場



写真2. 高鍋町市街地



写真3. 雲雀山地区

薬・減化学肥料農法)を行うにあたり復田された。ビオトープ周辺には水田、スギ造林地、雑木林が広く分布している。

2-2. 研究方法

(1) ビオトープ造成と維持管理の方法

ビオトープ造成に先立ち、2004年3、4月に各ビオトープ造成箇所の除草と耕起を3回ずつ行った。同年5月上旬、最大水深が約10cmとなるようにほぼ平坦に整地した後、引水して水域を形成した。なお、雲雀山地区は耕作されていた当時の耕作面、畦そのまゝの利用が可能であったが、水深を常時5～10cmに維持するために南九州大学附属農場ではビニールシートを埋設して畦の補強を行い、高鍋町市街地では、適宜、盛土を行い水際には浸食防止のための割竹を打ち込んで補強した(写真1, 2, 3)。また、ヤゴの羽化に備え木杭(地上高50cm)を適宜配置した。さらに、水生昆虫の底質への依存性を類推する際の補助とするために、以下に示すようなリターバッグ、礫バッグを各5箇所ずつランダムに配置した。

① リターバッグ

水生昆虫の移動が可能となるように、目の粗さが約2cmの金網で作成した40cm×30cm×10cmのバッグに、近隣に生育する樹種のうち分解速度(分解に伴う重量損失の度合い)が遅い²¹⁾ アラカシ(*Quercus glauca*)、ホンバタブ(*Machilus japonica*)、イヌビワ(*Ficus erecta*)の落葉を20～30枚入れてリターバッグ状にしたもので、バッグの底面には目の粗さが0.1mmのスチール製メッシュボードを敷いた。

② 礫バッグ

約30cm四方の範囲の中に粒径5～10cmの礫を約10個積み上げたもの。

研究期間中は、水深5～10cmが維持できるように引水を継続した。また、7月下旬(夏期水生昆虫採取調査後;後述)と10月上旬に、水域と畦に繁茂している雑草の70～80%を人力により除去した。この除草により底面には凹凸が生じたが、整地・平坦化はしなかった。

(2) 水生昆虫の採取方法

ビオトープ完成から約1ヶ月後(7月上・中旬)と7ヶ月後(11月下旬～12月上旬)に、各底質に生息する水生昆虫を採取した。水生昆虫の採取に先立ち水生昆虫を採取する区画(50cm四方)から水生昆虫が移動し逃げ出すことがないように十分に注意して対象区画を四方よりベニヤ板(50cm×30cm×2cm)で囲み水生昆虫の移動を阻んだ後、各底質区毎に以下の方法で採取した。

① 泥区、植生区

泥区(植生が繁茂していない箇所)、植生区(抽水植物、浮葉植物等が繁茂している箇所)を対象に、区画内の水生昆虫を目の粗さが0.5mmの網で掬って採取した。採取時間は1区画あたり2分とした。

② リター区

水中に沈めたリターバッグを水中から慎重に回収しリターバッグに生息する水生昆虫を採取した。回収にあたっては、バッグから水生昆虫が逃避・落下することがないように容器(バット)を下方に添える等十分な注意を払った。回収したリターはよく洗浄し、リター表面に定着している水生昆虫を採取した。水生昆虫採

取後は、リターバッグは水生昆虫採取前と同様な形態でビオトープに再設置した。

③ 礫区

個々の礫を回収した。回収に際しては目の粗さが0.5mmの金属製ザルを礫の下方に添えて、水生昆虫の落下による逃避を防いだ。水生昆虫採取後、礫は水生昆虫採取前と同様な形態でビオトープに戻した。

本研究では、上記の方法により各底質区から1箇所ずつサンプリングを行い、またその日から5日後に上記以外の各底質から1箇所ずつ、同様な方法で水生昆虫を採取した。このような方法を繰り返し、20日間を要してすべての底質から水生昆虫を採取した。採取した水生昆虫は、20%アルコール溶液中に保存し、既往文献^{(4) (5)}に基づき可能な限り種まで同定した。

(3) ビオトープの生物相に影響を及ぼす環境因子の測定

本研究では、ビオトープに形成される生物相に影響を及ぼす環境因子として、ビオトープ周辺の土地利用状況、底質に関連した水田耕土の粒度組成、水質を取り上げ、以下の方法で評価した。

① ビオトープ周辺の土地利用

各ビオトープの中心から半径500mの円内を対象に、現地踏査および高鍋町都市計画図(1/2,500)の判読により、土地利用調査を行った。土地利用項目は対象地域の土地利用状況を考慮し、水田、畑、山林、建物・敷地、市街地・人家、水域(河川・池)、その他、とした。結果は各ビオトープから半径100m, 200m, 300m, 400m, 500mの円内における各土地利用項目毎の占有率で評価し、面積測定にはプランメーターを使用した。なお、山林内に立地している小規模な湿地や水溜まり(池)などの生息地の分布は把握していない。

② 水田耕土の粒度組成

ビオトープの底質を構成する土壌粒子の大きさや組成が、そこに生息する水生昆虫の生息環境に及ぼすと考えられる影響を評価した。すなわち、各ビオトープの底質耕土10地点からランダムに土質試料(表面土壌)を採取し粒度分析を行った。ここでは土質工学会による粒度区分²⁰⁾に基づき、以下の粒度区分と方法で粒度分析を行った。土壌サンプラーを用いて表土を採取し80℃で48時間乾燥機で乾燥させ乾燥重量を求めた後、目の粗さが2mm, 425 μ m, 250 μ m, 180 μ m, 75 μ mのフルイを用いて篩い分けを行い、各粒径階ごとの粒子の乾燥重量を求めた。さらに75 μ m以下の土壌については、沈殿分析法により50~75 μ m, 50 μ m以下の粒径階に含まれる粒子を懸濁液より回収しその乾燥重量を求めた。

③ 水質

上記の水生昆虫の採取調査に先立ち、2004年6月と11月に、ビオトープに流入する直前地点の水質サンプルを採取した。なお、2004年6月においては、流入直前地点の他ビオトープ内の10地点からも水質サンプルを採取した。測定した項目は水素イオン濃度(pH)、電気伝導度(EC)、化学的酸素要求量(COD)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)濃度、硝酸態窒素(NO₃-N)濃度、全リン(P)濃度である。測定に際しては、pH, EC,

SSは東亜電波工業社製水質測定器(CM-21P)を使用し、COD, NO₂-N, NO₃-N, 全P濃度の測定にはパックテスト(共立理化学研究所)を使用した。

さらに、人為や引水による攪乱に起因する耕土の微粒成分(シルト・粘土粒子)の攪拌による濁りの影響を類推するために、①で採取した土質資料50gに蒸留水500mlを加えて30分間攪拌機を使用して攪拌し、その後の浮遊成分(SS)濃度の変化を攪拌した翌日(24時間後)から1日間隔で測定した。SS濃度の測定にはセントラル科学社製迅速水質測定器(DR-700)を使用した。

(4) 水生昆虫採取結果の分析方法

① TWINSPAN分析

群集生態学で利用されている多変量解析手法で種の序列に基づく分類手法であるTWINSPAN¹⁶⁾による分析を行い、各ビオトープで形成された水生昆虫群集を分類し、種構成および各ビオトープ間の類似性を類推した。分析にあたっては、調査時期の7月(夏期)と12月(冬期)とでは水生昆虫相に違いのあることから、夏期と冬期に分けて分類した。なお、1種で1分類を構成する種は除外し再度分析を行った。分析には、PC-ODR ver.4.0(mim Software Design)を用い、必要な変数にはデフォルト値を用いた。

② 分散分析

夏期と冬期の調査において採取された約30匹以上の個体数(水生昆虫の総数の0.5%)を採取した水生昆虫20種を本調査での主要種とみなし、これらの種を対象に、採取した季節毎に各ビオトープ間で個体数に統計的な違いが認められるのかどうか、分散分析を行った。さらに水生昆虫の底質への依存性を確かめるために、採取季節毎、ビオトープ毎に、底質間(泥、玉石、リター、植生)の違いを分散分析により推定した。分散分析には、SPSS ver.11.0を用いた。分析にあたっては、正規性を得るために実測値に対して対数変換を行った。

3. 結果

3-1. ビオトープの植生概要

調査結果を述べるのに先立って、当該ビオトープの植生について説明する。当該ビオトープにおいては、おもに6~8月の期間に、以下の種の生育が確認された。

① 南九州大学附属農場：イヌコウジュ(*Mosla punctulata*)、イヌタデ(*Persicaria longiseta*)、オオアレチノギク(*Conyza sumatrensis*)、キシウウスズメノヒエ(*Paspalum distichum*)、スギナ(*Equisetum arvense*)。

② 高鍋町市街地：ウリカワ(*Sagittaria pygmaea*)、マルバオモダカ(*Caldesia parnassifolia*)、コナギ(*Monochoria vaginalis*)、ヤナギタデ(*Persicaria hydropiper*)、サクラタデ(*Persicaria conspicua*)、スズメノテッポウ(*Alopecurus aequalis*)、アゼスゲ(*Carex thunbergii*)。

③ 雲雀山地区：コナギ(*Monochoria vaginalis*)、オモ

表1. 水生昆虫採取結果

[illegible]



図2. TWINSpan結果（夏期）



図3. TWINSpan結果（冬期）

ダカ (*Sagittaria trifolia*), ケイヌビエ (*Echinochloa crus-galli* var. *caudata*), ウキヤガラ (*Scirpus fluviatilis*), クログワイ (*Eleocharis kuroguwai*), サンカクイ (*Scirpus triquetus*), イスタデ (*Persicaria longiseta*).

耕作田では水田特有の限られた雑草類だけが生育できる環境となるが、耕作放棄されるとその土地本来の水分環境や耕作後の経過時間に応じて成立する植物群落は多様化する³⁹⁾ ため、放棄後の経過年数と土地利用形態の違いが放棄水田の植生を規定する一要因となる。このほか、飛来種子²⁹⁾ や埋土種子^{18) 27) 28) 29)} も放棄水田の群落の維持と再生遷移に重要な役割を果たしており、当該ビオトープの植生もこれらの要因が反映された結果と捉えることができる。しかしながら、今回の調査では特定できなかった種も見られ、また、水田

環境下に生育する植物は夏期と冬期で異なり通年調査が必要となることから、当該ビオトープでの植生については今後の課題とし参考意見にとどめたい。

3-2. 水生昆虫採取結果

表1に、本調査で採取した水生昆虫種の個体数を、採取したビオトープ、季節、底質別に一括して示した。なおゲンゴロウ幼虫など種まで特定できなかったものは、特定できた科・亜科・属名を種名欄に記入した。今回の採取では、夏期（7月）において幼虫34種（個体数4,078匹）、成虫16種（個体数212匹）、冬期において幼虫36種（個体数2,071匹）、成虫14種（個体数75匹）、調査全体を通して幼虫52種（個体数6,149匹）、成虫20種（個体数287匹）を採取した。

3-3. TWINSpanによる分析結果

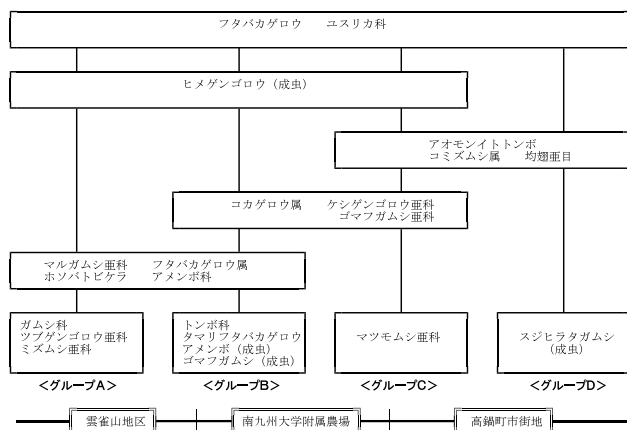


図4. 水生昆虫出現パターンとビオトープとの対応関係模式図（夏期）

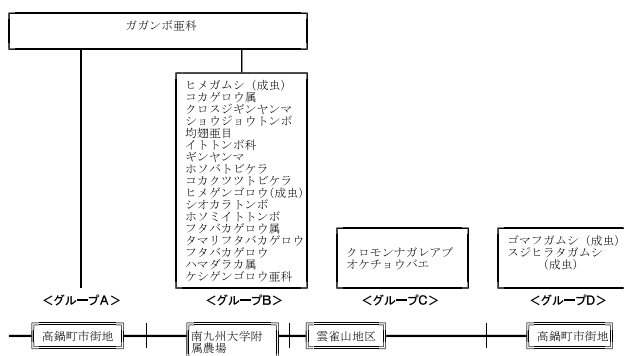


図5. 水生昆虫出現パターンとビオトープとの対応関係模式図（冬期）

表2. 主要種における平均個体数のバイオトープ間の比較

季 節	種 名	平方和	自由度	平均平方	F 値	有意確率	平均個体数 (平均値±標準誤差)		
							南九州大学 附属農場	高鍋町 市街地	雲雀山 地 区
夏 期	アオモンイトトンボ	9.562	2	4.781	38.767	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	1.35 ± 0.30	0.00 ± 0.00
	均翅亜目	3.734	2	1.867	11.626	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	1.10 ± 0.45	0.00 ± 0.00
	シオカラトンボ	8.293	2	4.147	10.386	$P < 0.001$	0.10 ± 0.07	0.60 ± 0.26	3.45 ± 0.98
	ギンヤンマ	2.233	2	1.117	9.43	$P < 0.001$	0.45 ± 0.11	0.00 ± 0.00	0.10 ± 0.07
	フタバカゲロウ	13.332	2	6.666	12.973	$P < 0.001$	22.20 ± 4.6	5.30 ± 1.02	3.65 ± 1.08
	タマリフタバカゲロウ	12.414	2	6.207	21.48	$P < 0.001$	3.70 ± 1.26	0.00 ± 0.00	0.20 ± 0.12
	フタバカゲロウ属	47.358	2	23.679	56.407	$P < 0.001$	17.45 ± 3.05	0.00 ± 0.00	15.10 ± 3.69
	コカゲロウ属	35.149	2	17.574	52.326	$P < 0.001$	16.35 ± 5.57	1.00 ± 0.32	0.00 ± 0.00
	ヒメゲンゴロウ成虫	5.189	2	2.594	4.927	$P < 0.01$	5.85 ± 2.12	0.25 ± 0.12	1.00 ± 0.32
	ツブゲンゴロウ亜科	15.689	2	7.845	32.056	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	3.90 ± 1.08
	ゴマフガムシ亜科	5.596	2	2.798	7.337	$P < 0.005$	2.35 ± 0.82	0.85 ± 0.26	0.25 ± 0.18
	ガムシ科	11.113	2	5.556	37.727	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	2.00 ± 0.48
	コカクツツトビケラ	0.801	2	0.401	4.516	$P < 0.005$	0.40 ± 0.22	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
	ホソバトビケラ	2.004	2	1.002	4.572	$P < 0.005$	0.15 ± 0.08	0.00 ± 0.00	1.40 ± 0.82
	コミズムシ属	1.729	2	0.865	3.66	$P < 0.005$	0.00 ± 0.00	1.00 ± 0.52	0.45 ± 0.33
	ユスリカ科	12.351	2	6.176	6.911	$P < 0.01$	25.20 ± 4.70	9.90 ± 3.02	56.35 ± 14.61
冬 期	シオカラトンボ	11.008	2	5.504	12.223	$P < 0.001$	4.40 ± 1.20	0.40 ± 0.20	4.35 ± 1.81
	ショウジョウトンボ	3.164	2	1.582	6.582	$P < 0.01$	1.35 ± 0.56	0.25 ± 0.16	0.00 ± 0.00
	ギンヤンマ	4.659	2	2.329	13.295	$P < 0.001$	0.95 ± 0.25	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.08
	フタバカゲロウ	2.719	2	1.36	3.939	$P < 0.01$	0.25 ± 0.16	0.00 ± 0.00	7.00 ± 4.59
	タマリフタバカゲロウ	1.029	2	0.515	4.326	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.70 ± 0.41
	フタバカゲロウ属	8.844	2	4.422	7.378	$P < 0.01$	1.15 ± 0.40	0.00 ± 0.00	15.40 ± 8.87
	ゴマフガムシ成虫	2.824	2	1.412	12.315	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	0.60 ± 0.18	0.00 ± 0.00
	ケシゲンゴロウ亜科	1.046	2	0.523	6.19	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.35 ± 0.15
	ホソバトビケラ	57.811	2	28.905	124.679	$P < 0.001$	33.15 ± 7.17	0.00 ± 0.00	1.20 ± 0.33
	ガガンボ亜科	4.53E+00	2	2.27E+00	6.748	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	0.95 ± 0.30	1.80 ± 0.80
	ハマダラカ亜属	4.67E+00	2	2.34E+00	9.805	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	3.10 ± 1.54

□ は主要種の平均個体数が最大となったバイオトープを示す。

表3. 主要種における平均個体数の底質間の比較

季 節	種 名	平方和	自由度	平均平方	F 値	有意確率	平均個体数 (平均値±標準誤差)			
							泥	植生	リター	礫
南九州大学附属農場	夏 期	ヒメゲンゴロウ成虫	10.144	3	3.381	$P < 0.005$	0.00 ± 0.00	1.20 ± 0.95	11.80 ± 4.53	10.40 ± 5.99
	冬 期	ショウジョウトンボ	6.550	3	2.183	$P < 0.005$	0.20 ± 0.20	0.40 ± 0.40	4.60 ± 1.50	0.20 ± 0.20
		コカゲロウ属	2.411	3	0.804	$P < 0.005$	0.40 ± 0.40	0.60 ± 0.24	1.20 ± 0.37	0.00 ± 0.00
		ホソバトビケラ	1.469	3	4.90E-01	$P < 0.05$	17.00 ± 4.87	26.20 ± 7.86	69.40 ± 19.52	20.00 ± 7.78
		ユスリカ科	8.611	3	2.87E+00	$P < 0.005$	0.60 ± 0.40	1.40 ± 0.74	17.20 ± 4.14	1.20 ± 0.84
高鍋町市街地	夏 期	均翅亜目	3.803	3	1.268	$P < 0.005$	1.60 ± 1.60	2.20 ± 0.58	0.40 ± 0.40	0.20 ± 0.20
	冬 期	スジヒタガムシ成虫	1.946	3	6.49E-01	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	1.00 ± 0.44	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
		コミズムシ属	1.35	3	4.50E-01	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.60 ± 0.24
雲雀山地区	冬 期	シオカラトンボ	7.731	3	2.577	$P < 0.001$	15.00 ± 4.90	0.40 ± 0.24	0.60 ± 0.24	1.40 ± 0.24
		ギンヤンマ	1.35	3	0.45	$P < 0.01$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.60 ± 0.24	0.00 ± 0.00
		フタバカゲロウ属	15.681	3	5.227	$P < 0.005$	57.20 ± 30.13	0.00 ± 0.00	1.20 ± 0.73	3.20 ± 1.96
		ケシゲンゴロウ亜科	4.707	3	1.57E+00	$P < 0.001$	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.60 ± 0.24	0.00 ± 0.00
		ホソバトビケラ	3.496	3	1.17E+00	$P < 0.05$	1.80 ± 0.73	1.40 ± 0.24	1.60 ± 0.98	0.00 ± 0.00
		ガガンボ亜科	7.2	3	2.40E+00	$P < 0.001$	6.40 ± 2.20	0.40 ± 0.24	0.60 ± 0.24	0.00 ± 0.00
		ユスリカ科	8.304	3	2.77E+00	$P < 0.005$	20.00 ± 3.67	1.20 ± 0.49	1.60 ± 0.98	0.00 ± 0.00

□ は主要種の平均個体数が最大となった底質を示す。

TWINSpanによる分析結果を、それぞれ図2, 3に示す。

(1) 夏期

水生昆虫群集はⅠ～Ⅴ群に分割された(図2)。Ⅰ群はアメンボ科を除くとガムシ科、ツブゲンゴロウ亜科などおもに雲雀山地区に生息する水生昆虫で構成され、Ⅱ群は南九州大学附属農場に生息する水生昆虫で構成されるが、雲雀山地区にも生息するフタバカゲロウ属、高鍋町市街地にも生息するヒメゲンゴロウ、ゴマフガムシも含まれ、Ⅲ群は3つのバイオトープに共通

して生息する水生昆虫より構成される。Ⅳ群は少数ながらその移動能力に起因して複数のバイオトープで確認された成虫類を主体とし、Ⅴ群はおもに高鍋市街地に生息する種から構成されている。一方、水生昆虫の種組成によって生息地タイプはA～Dの4つのグループに分けられた。グループAは雲雀山地区のサンプルより構成されるもので、グループBはグループA以外の雲雀山地区と南九州大学附属農場の大部分のサンプルより構成されている。グループCはグループB以外の南九州大学附属農場と高鍋市街地のおもに泥区、礫区、

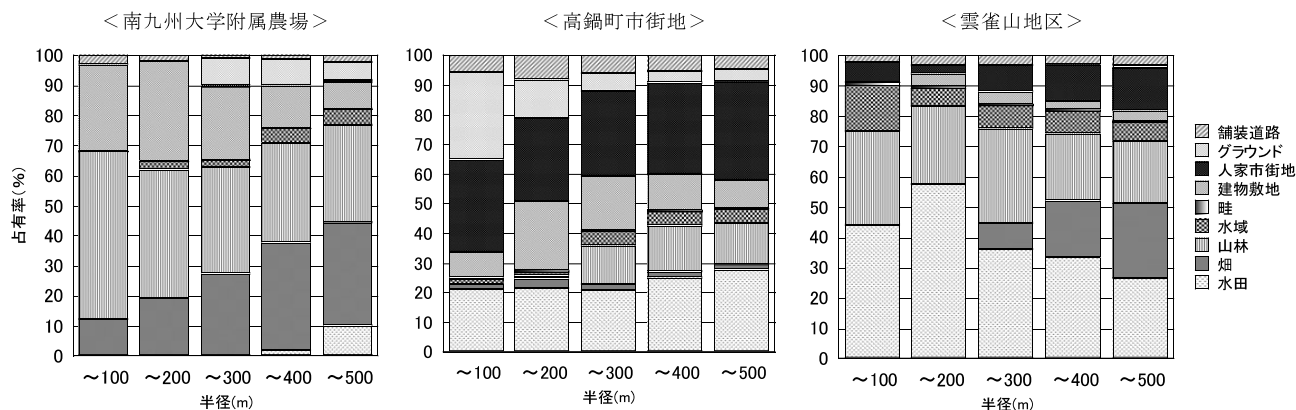


図6. ビオトープ近隣の土地利用占有率の比較

リター区の底質区を含むサンプルが主体をなし、グループDは高鍋町市街地のサンプルを主体としているが水生昆虫相は貧弱であった。

(2) 冬期

水生昆虫群集は、Ⅰ～Ⅳ群に分類できた(図3)。Ⅰ群は4種の成虫より構成されそのうちの3種はガムシ類であり、Ⅱ群にはヤンマ科、アオモンイトトンボ、ヒメガムシ(成虫)が含まれる。Ⅲ群は、ショウジョウトンボ、シオカラトンボ、フタバカゲロウ属、ホソバトビケラなどから構成されるグループで、分類の対象となった49種の水生昆虫のうちの37種が含まれるグループである。Ⅳ類は、クロモンナガレアブ、オケチョウバエ、ガガンボ亜科など、おもに雲雀山地区で生息数が多かった種が主体となっている。生息地タイプは、水生昆虫の種組成によって、夏期と同様に4つのグループに分けられたが、水生昆虫種の大部分はグループBに含まれる結果となった。グループAは高鍋町市街地の一部サンプルより構成され、グループBは高鍋町市街地の一部と南九州大学附属農場のすべてのサンプル、および雲雀山地区の一部のサンプルが含まれる。さらに、グループCは雲雀山地区のサンプル、グループDは高鍋町市街地のサンプルより構成されるグループであった。

(3) 水生昆虫群集のビオトープ間での比較

以上の結果から、各時期において典型的に出現する水生昆虫を各ビオトープに対応づけて模式的に示すと図4、5のようになる。

夏期においては、南九州大学附属農場を中心としてさまざまな水生昆虫群集が成立しており、南九州大学附属農場と雲雀山地区との間には共通した水生昆虫群集がみられることから、水生昆虫群集の間に類似性のあることが示唆される。これに対して高鍋町市街地では、南九州大学区附属農場と共通の水生昆虫群集が一部認められるが水生昆虫相が貧弱であり、距離的に近い雲雀山地区との間にはフタバカゲロウ、ユスリカ科より構成される水生昆虫相以外には共通したものはなく、両者の類似性はきわめて低いと言える。

冬期では、水生昆虫相の大部分は南九州大学附属農

場と雲雀山地区に形成された(なお、シオカラトンボは高鍋町市街地の3つのサンプル地点でも確認された)。高鍋町市街地ではガガンボ亜科のみからなるグループAと成虫類から構成されるグループDが形成されただけで水生昆虫種が乏しく、夏期と同様に雲雀山地区と高鍋町市街地との間に類似する水生昆虫群集はなかった。

3-4. 分散分析結果

(1) 主要種のビオトープ間での違い

主要種20種について、夏期と冬期の調査によって採取された個体数にビオトープ間で有意な差があるのかどうかを分散分析で検討した結果、夏期では16種、冬期では11種について、ビオトープ間で個体数に有意な差があることが判明した(表2)。夏期において主要種の個体数の平均値が最大となったのは、南九州大学附属農場においてフタバカゲロウ、フタバカゲロウ属、コカゲロウ属などの9種、高鍋町市街地においてアオモンイトトンボなどの3種、雲雀山地区においてはシオカラトンボなどの4種であった。また冬期では、南九州大学附属農場においてシオカラトンボ、ホソバトビケラなどの4種、高鍋町市街地においてゴマフガムシ(成虫)1種、雲雀山地区においてフタバカゲロウ、フタバカゲロウ属などの7種であった。

夏期および冬期の両方の時期で個体数に有意な差が

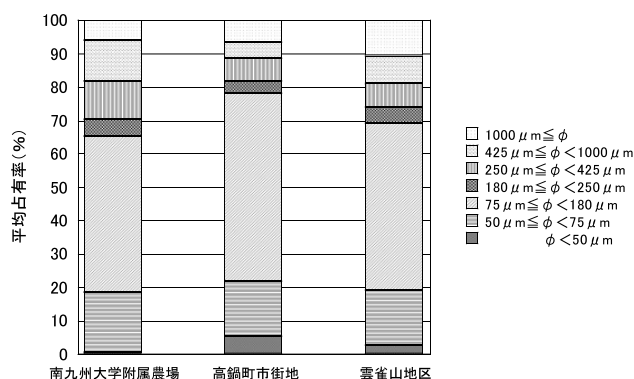


図7. 粒径階別平均占有率の比較

表4. バイोटープ流入前およびバイोटープ内の水質比較

	測定時期	測定場所	pH	EC	COD	NO ₂	NO ₃	全P
南九州大学 附属農場	6月	流入前	7.10	75.2	5.0	—	—	0.2
		バイोटープ内	6.65	75.7±0.6	10.0±0.0	0.03±0.00	1.40±0.14	1.00±0.00
	12月	流入前	7.60	82.6	5.0	—	—	0.5
高鍋町 市街地	6月	流入前	6.80	240.2	5.0	—	—	0.2
		バイोटープ内	6.46	240.9±0.4	13.5±2.6	0.06±0.01	1.55±0.05	1.25±0.10
	12月	流入前	7.00	241.6	5.0	—	—	0.2
雲雀山 地 区	6月	流入前	6.40	212.0	5.0	—	—	0.2
		バイोटープ内	6.44	212.9±0.6	11.2±0.9	0.04±0.01	1.10±0.01	0.85±0.09
	12月	流入前	7.50	217.6	5.0	—	—	0.2

注1 バイोटープ内の値は10サンプルポイントの平均値（平均値±標準誤差）

注2 単位は、EC：μ S/cm； COD, NO₂, NO₃, 全P：mg/l

認められたのはシオカラトンボ、ギンヤンマ、フタバカゲロウ、タマリフタバカゲロウ、フタバカゲロウ属、ホソバトビケラの6種であり、これらの種はすべて南九州大学附属農場もしくは雲雀山地区で個体数が最大となった。さらに、3つのバイोटープのなかで個体数の平均値が最大となった種の数、夏期、冬期ともに高鍋町市街地で少なく、また、高鍋町市街地では主要種の平均個体数自体も少ない。これらのことは、前項で指摘した南九州大学附属農場と雲雀山地区の間に水生昆虫群集の類似性があること、および高鍋町市街地バイोटープでの水生昆虫相の貧弱さを裏付けるものである。

(2) 底質間の平均個体数比較

主要種の平均個体数において底質間で有意な差があるのかどうか分散分析によって検討した結果を表3に示す。今回の調査では、最大生息数と底質との間の有意な関係の大部分が冬期にみられ、平均生息数が最大となった底質はバイोटープによって異なり、複数のバイोटープに共通した種は冬期の南九州大学附属農場と雲雀山地区におけるホソバトビケラとユスリカ科の2種のみであった。

3-5. バイोटープ周辺の土地利用

南九州大学附属農場では、バイोटープから半径100mの圏内では山林が約56%を占め、建物敷地（南九州大学敷地）が約30%、畑が12%となっている（図6）。山林の占有率はバイोटープより遠ざかるにつれて減少するものの約30%以上は維持され、畑の占有率はバイोटープからの距離とともに増加し、半径500m圏内では30%以上となっている。水田は少なく、水田が分布しているのは半径400～500m圏内の地域である。水田、畑、山林、水域をバイोटープ周辺の自然環境の構成要素としてとらえると、これらの構成要素の占有率がすべての圏内において70%前後占めている。

高鍋町市街地では、南九州大学附属農場に比べて畑は少ないが水田の占有率は高くすべての圏内で20～30%占め、山林の占有率は10～25%前後と低く、人家

市街地がすべての圏内で30%以上占めている。自然環境の構成要素の占有率は20～45%で、特にバイोटープから100、200m圏内では20%程度と低い数値を示している。

雲雀山地区においては、水田の占有率が高く、特に100、200m圏内では40%以上という高い占有率を示している。300m以遠の圏内では水田の占有率は低下するが、逆に畑の占有率が増加し、山林もすべての圏内において20～30%の占有率を示している。この地区は高鍋町市街地から距離的に近い（約600m）ため400～500m圏内では人家市街地の占有率が10%を越えているが、すべての圏内において自然環境の構成要素の占有率はほぼ80%を上回っており、南九州大学附属農場と同様に、周辺地域において自然環境の構成要素が占める割合は高いと言える。

3-6. 土質試験結果

図7に、採取した土壌サンプルにおいて、各粒径階に含まれる土壌粒子の含有率（重量百分率）を示す。各バイोटープの土壌とともに、75μm≤φ<180μmの粒子の含有率が高く、他の粒径階の粒子も各バイोटープともに類似した含有率を示しているように見受けられるが、最も微粒なφ<50μm（シルト・粘土）の含有率のバイोटープ間での差は有意であると判定された（P<0.01）。シルト・粘土成分の含有率は、南九州大学附属農場で0.7%、高鍋町市街地で5.2%、雲雀山地区で3.0%であった。

3-7. 水質分析結果

水質分析結果を表4に示す。pHは、各バイोटープともに6月に比べて11月での値が大きいが、これはpHは温度に支配され温度が高くなるほどpHは小さくなる¹¹⁾ことによる。さらに、ECもすべてのバイोटープにおいて6月より11月での値が大きくなっているが、これには梅雨期に相当する6月に希釈がすすんだことが一因としてあげられる。

今回の測定では、各バイोटープで水生昆虫の生息に影響を及ぼすと考えられたCOD値、全P濃度には大差

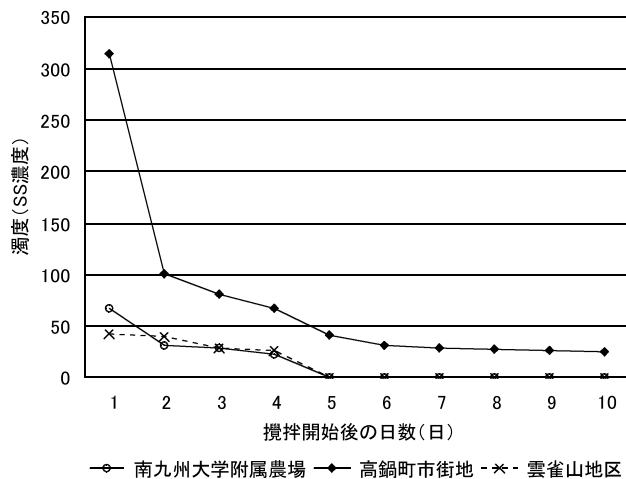


図8. 攪拌実験による濁度の推移

なく、 NO_2 、 NO_3 はほとんど含まれていなかった。唯一、EC値においてバイオトープ間の差が認められ、南九州大学附属農場において75～80 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)とバイオトープ間では最も小さく、高鍋町市街地において240 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)とバイオトープ間でもっとも大きな値を示したが、雲雀山地区は高鍋町市街地と大差はなかった。

一方、攪拌による濁度(SS濃度)の生成とその後の変化は図8のように示され、南九州大学附属農場および雲雀山地区では実験開始から5日後にはシルト・粘土成分は完全に沈殿したのに対し、シルト・粘土成分を多く含む高鍋町市街地では攪拌翌日のSS濃度が最も高く、実験開始から10日後もシルト・粘土成分は浮遊し続けSS濃度が高い状態が継続することが示された。

4. 考 察

4-1. バイोटープ間の類似性の支配要因

(1) 種供給ポテンシャルとしての自然環境構成要素占有率

TWINSPAN分析および分散分析の結果、夏期、冬期ともに、南九州大学附属農場と雲雀山地区との間に類似する水生昆虫群集が成立するが、高鍋町市街地では水生生物相が貧弱で生息数も他の2つのバイオトープに比べて少ないことが統計的に示された。また、雲雀山地区との間には類似性はきわめて低いものであることがわかった。これら3つのバイオトープの互いの距離は、南九州大学附属農場－高鍋町市街地2.38km、高鍋町市街地－雲雀山地区0.57km、南九州大学附属農場－雲雀山地区1.63kmである(図1参照)。したがって、雲雀山地区では距離的に最も近い高鍋町市街地よりもさらに1km以上離れた南九州大学附属農場と類似する水生昆虫群集が成立したのに対し、高鍋町市街地の水生昆虫群集は他の2つのバイオトープとの類似性は低く種数も少なかった。

水田、畦、休耕田、放棄水田、水路、ため池等の水田生態系の構成要素は独立して存在するのではなく互に関連し、かつ、緑地や里山等の近隣の農村景観環

境要素との有機的繋がりのもとで多様な生き物生息環境を形成している。したがって、当該バイオトープの水生昆虫群集の成り立ちを論じる際には、バイオトープ周辺の環境も含めた生態系にも目を向ける必要がある⁴⁾。バイオトープから半径100～500mの圏内における土地利用状況を評価した結果、自然環境構成要素である水田、畑、山林、水域の占有率は、南九州大学附属農場および雲雀山地区では70～80%であるのに対し、高鍋町市街地では20～45%と極端に低いものであった。

自然環境要素のひとつである山林には、本研究では把握していないが、小規模な湿地や池などの水辺も立地していると推測される。こうした自然環境構成要素は種の供給地であり、当該バイオトープ周辺における自然環境構成要素が占める割合は種供給ポテンシャル²⁶⁾として捉えることができる。トンボの場合、適切な谷津田環境の配置がトンボの種供給を可能にしトンボ相の多様性を保つうえで有効である²⁴⁾と報告されている。人為攪乱により一時的に生物種が減少したとしても、種供給ポテンシャルが高ければ生物相は回復する可能性を有していると思われる。バイオトープ造成や近隣水田の落水という人為攪乱後、種供給ポテンシャルが同等な南九州大学附属農場と雲雀山地区では、水田環境の変化にも対応可能な生活史を持つ²⁾種の移動定着が進み類似する水生昆虫群集が成立した。しかし、種供給ポテンシャルが両者より低い高鍋町市街地では、種数・個体数が少なく、かつ、両者との類似性が低く孤立した水生昆虫群集が形成された。この一因として、こうしたバイオトープ周辺の土地利用状況に起因する種供給ポテンシャルの違いがあるものと推察する。

また、夏期と冬期とでは水田の土地利用形態が質的に大きく異なることに留意を要する。すなわち、本研究の対象地となった高鍋町を包括する宮崎県児湯郡の「平成16年度早期水稻栽培暦」(児湯農業改良普及センター監修)によれば、当該バイオトープ周辺の水田は、夏期(7月)の水生昆虫採取調査時点ではすべて灌水していたが、冬期(12月)同調査時点ではすべて落水しており、近傍での山林の占有率が特に小さい高鍋町市街地バイオトープは、水辺環境という点においては孤立していた状況にあったと考えられ、冬期の落水はさまざまな環境構成要素からなる結節地域である農村環境の不連続性²⁶⁾を助長したと推測される。

(2) 底質環境としての耕土の粒度組成

底質と最大生息数との関係において有意な関係を示した事例の大部分が冬期にみられた。これは夏期ではバイオトープ周辺の水田は引水されているため当該バイオトープを含めた生息可能水域が広く形成されと考えられ、近隣水田が落水した冬期では生息に必要な水域が当該バイオトープにほぼ限られてしまい、限られた生息可能水域のなかでより生存に適した環境を選択した結果であると考えられる。

さらに平均生息数が最大となった底質はバイオトープによって異なり、南九州大学附属農場でリター区、高鍋町市街地で植生区、雲雀山地区で泥区において最大生息数との間に有意な関係が認められたが、これにはバイオトープの底質環境としての粒度組成の違いが一因

であると推察する。すなわち当該バイオトープの耕土の粒度組成を比較した結果、微粒な $\phi < 50 \mu\text{m}$ (シルト・粘土成分) の含有率においてバイオトープ間で有意 ($P < 0.01$) な違いが認められ、シルト・粘土成分の含有率は南九州大学附属農場0.7%、高鍋町市街地5.2%、雲雀山地区3.0%であり、シルト・粘土成分含有率が中間的な数値を示した雲雀山地区の泥区において最大生息数を示す種が多数を占めた。当該バイオトープで確認された水生昆虫のうち、ゲンゴロウ成虫やガムシ成虫は土中で蛹時代を過ごし^{9) 24)} 底質への依存度が高くなる時期を持っているが、底質への依存性が高い種には底質の粒度組成に対するある程度の嗜好があることは十分に予測される。このことは、今回の調査で複数のバイオトープで共通して出現し最大生息数と底質との間に有意な関係を示したホソバトビケラとユスリカ科において、両種とも南九州大学附属農場ではリター区で最大生息数を示し、雲雀山地区では泥区で最大生息数を示したことに反映されていると考える。

(3) 水質

水質はトンボ類の幼虫の分布に影響を及ぼし³¹⁾、生息地の水質が水生昆虫相を支配する要因の1つとなるが、今回の測定では当該バイオトープ間の水質に大きな違いは認められなかった。EC値において、南九州大学附属農場と高鍋町市街地および雲雀山地区との間にある程度の違いは認められたが、高鍋町市街地は雲雀山地区に比較して水生昆虫の個体数や種数が少なかったが両者のEC値はほぼ等しいものであった。このことから、EC値が当該バイオトープでの水生昆虫生息状況に著しい影響を及ぼす因子となった可能性は低いと考えられる。従って当該バイオトープでは、水生昆虫の生息環境への影響という点において、引水自体には水質環境としての差はほとんどないといえる。

しかしながら、水生昆虫の生存に関わる潜在的な水質環境として、耕土の粒度組成の違いに起因しシルト以下の微粒成分が攪拌されて引き起こされるバイオトープ内での濁りとその継続時間の違いは考慮する必要がある。すなわちシルト・粘土成分を多く含む高鍋町市街地では、シルト・粘土成分の含有率の小さい南九州大学附属農場、雲雀山地区と比較して耕土の攪拌によって生じる濁りの進行 (SS濃度の増加) が著しく、かつ、濁りが完全に回復するまでには他のバイオトープに比べて長い時間を要することが実験的に示された。調査期間中、当該バイオトープにおいては代かきや耕起等は行わなかったため人為攪乱による濁りは生じていないが、調査期間中は継続して引水したため降雨期では増水した引水によって耕土が攪乱されSS濃度が増大した可能性もある。シルト以下の微粒成分の攪拌によって生じる濁りとその長期化は、エラ呼吸を行う水生昆虫幼虫にとっては深刻な生存環境の劣化をもたらしたと推察される。さらに、高鍋町市街地バイオトープ近隣の水田耕土の粒度組成が高鍋町市街地バイオトープの粒度組成に類似するものであれば、高鍋町市街地バイオトープ近隣の水田においても同様な濁りが継続していたものと考えられる。高鍋町市街地バイオトープで確認された水生昆虫種数・個体数が南九州大学附属農場、雲

雀山地区と比較して少なかったことの一因として、底質耕土における微粒成分含有率が高いこと、およびこれに付随してSS濃度が増加し濁りが長期間継続することが考えられ、今後の詳細な継続調査が必要である。

4-2. 放棄水田バイオトープによるバイオトープネットワーク構築に向けて

本研究を行った高鍋町は、人口、土地利用状況の両面から農村と定義され²⁶⁾、都市域に比較して自然環境構成要素が占める割合は相対的に高いと思われるが、そのような地域においてさえ周辺の自然環境構成要素との有機的繋がりを欠いたバイオトープの水生昆虫群集は貧弱化・孤立化し、この傾向は近隣の水田が落水した冬期において著しいものであった。従ってバイオトープネットワーク構築においては、単にバイオトープ間の距離を種の移動能力を超えない範囲で維持すればよいということではなく、対象とするバイオトープ周辺に種供給の場となりうる自然環境構成要素が一定割合以上存在し、これらの自然環境構成要素と有機的繋がりのもとでバイオトープを配置しなければならない。

水田は人為的にコントロールされた極めて特殊な水環境であり、落水や中干しなどの水環境や管理手法の違いが水生昆虫 (とりわけ幼虫) に深刻な影響を与えるため、本研究で試みたような水田近傍にバイオトープを造成することは水田生態系保全にとっても有効である。特に7月下旬にはすでに落水する九州南部地方では、ゲンゴロウやガムシの繁殖地・越冬地を保障するという意味からも、水田近傍に恒常的な水域を確保することが必要である。バイオトープ造成によって水田に隣接して恒常的な水域を設定することは、落水時における移住性の乏しい生物種の生活史を保障することになり、多様な生物の生存を保障し⁷⁾、乾田化対策ともなりうる。さらに、耕作放棄水田を水辺バイオトープとして整備し植生を適切に維持することにより、雑草害や害虫の発生を緩和する効果が期待できる。

人口流出による過疎化や農業就労人口の高齢化、あるいは減反政策により、現在では耕作放棄水田とせざるを得ない状況にあっても、将来的には我が国の食糧自給率向上のため復田が望まれる時代が到来するかもしれない。無管理状態の放棄水田では、3~5年経過すると多年生草本類が繁茂し復田は困難になる^{1) 6)} が、年間1~2回程度耕起し水深10cm程度維持できる程度に引水しバイオトープとして利用するという必要最低限の維持管理により、休耕田を、常時、復田可能な状態にしておくことが可能となる。将来的な復田を意図して適切なローテーションのもとに地域の耕作放棄水田を一時的にバイオトープとして維持するという柔軟な姿勢も水田生態系ひいては地域の水辺環境の維持再生に必要であろう。バイオトープ造成箇所の具体的検討にあたっては、計画するバイオトープ周辺での種供給ポテンシャルとなる自然環境構成要素、特に山林の占有率、水生昆虫にとって最適と思われる底質環境を創出する耕土の粒度組成を考慮しなければならない。

おわりに

ビオトープのような生息地間での水生昆虫の移動を論ずる際には移住型・非移住型という種が有する生態的側面⁹⁾を考慮する必要はあるが、放棄水田等を利用して複数のビオトープを同一地域内に造成する場合、ビオトープ間の距離にかかわらず、種供給ポテンシャルとなるビオトープ周辺の自然環境構成要素の占有率が異なれば、そこに飛来する水生昆虫種に違いが生じ、たとえ距離的に近いビオトープ間よりも距離的に離れたビオトープ間で水生昆虫群集の類似性が保たれ、ビオトープ周辺の自然環境構成要素の占有率がある一定の割合以下であれば、種供給は捗らず水生昆虫相は貧弱化し場合によっては孤立化する可能性があることを本研究結果は示した。水生昆虫が多様な行動様式や環境への適応性を背景として生息環境を選択し生息地に飛来する¹⁰⁾ことを考慮すれば、ビオトープ近隣の自然環境要素の占有率の多寡が水生昆虫の環境選択の幅に影響しているためと思われる。種の移動を考察するには複数年にわたる継続調査が必要であることは言を待たないが、当該ビオトープは、ビオトープの造成・維持に関わる国民的合意形成が遅れていること²¹⁾に起因する問題が原因となり、本研究での1年間の調査の後、撤収を余儀なくされた。今後は、地域の自然環境再生に向けた地元住民との十分な協議に基づく合意のもとに、ビオトープ相互間の客観的対比が可能となるように水域面積・植生環境を統一してビオトープを造成維持し、調査を継続する必要があると考える。

参考文献

- 1) 安西徹郎：水田における休耕中の管理と休耕の年限 農業技術 **44**, 551-554 (1989)。
- 2) 新井 裕：水田に適応したアカトンボ 昆虫と自然 **31**(8), 23-26 (1996)。
- 3) 浅見佳世・中尾昌弘・赤松弘治・田村和也：水生生物の保全を目的とした放棄水田の植生管理手法に関する研究 ランドスケープ研究 **64**, 571-576 (2001)。
- 4) 地球環境関西フォーラム：水田・休耕田・放棄水田等の現状と生物 多様性の保全のあり方について (2000)。
- 5) 波田善夫・西本 孝・光本信治：岡山県自然保護センター湿性植物園1 岡山県自然保護センター研究報告 **3**, 41-56 (1995)。
- 6) 花谷 武・児玉正道：休耕田の雑草調査と防除の問題 農業技術 **28**, 266-269 (1973)。
- 7) 日鷹一雅：水田における生物多様性保全と環境修復型農業法 日本生態学会誌 **48**, 167-178 (1998)。
- 8) 藤崎憲次・田中誠二編：飛ぶ昆虫飛ばない昆虫の謎 東海大学出版会, pp.268 (2004)。
- 9) 市川憲平：放棄田ビオトープによる里の自然再生とタガメやその他の水生動物の定着 オシザキグリーン財団研究報告 **7**, 137-150 (2004)。
- 10) 市川憲平：タガメはなぜ卵をこわすのか？ 偕成社, pp.158 (1999)。
- 11) Julian E. Andrews (渡辺正訳)：地球環境科学入門 シュプリンガー・フェアラーク東京株式会社, pp.264 (1997)。
- 12) 柏原一凡・夏原由博・森本幸裕：環境と植生の異なる放棄水田における草刈および耕起による植生変化の例 ランドスケープ研究 **68**, 669-674 (2005)。
- 13) 加藤和弘・篠沢健太：多変量解析による生物相の分析と、その河川環境管理への応用 ランドスケープ研究 **58**, 105-108 (1995)。
- 14) 川合禎次編：日本産水生昆虫検索図説：東海大学出版会, pp.409 (1985)。
- 15) 川合禎次・谷田一三編：日本産水生昆虫：東海大学出版会, pp.1342 (2005)。
- 16) 小出 舞・加藤和弘・渡辺達三：都市部河川緑地における越冬期の鳥類相に影響を及ぼす因子 ランドスケープ研究 **67**, 573-576 (2004)。
- 17) 松村 淳・北村泰一：溪流におけるリターの分解速度の比較, pp. 28 (2000)。(未発表)。
- 18) 嶺田拓哉・石田憲治他：簡易な方法による休耕田シードバンクの把握 ランドスケープ研究 **67**, 507-510 (2004)。
- 19) 守山 弘他：谷津田環境の配置がもつトンボの種供給機能 環境情報科学 **21**, 84-88 (1992)。
- 20) 内藤多伸監修：土質・基礎工学：鹿島出版会, pp.241 (1979)。
- 21) 中川昭一郎：環境保全型農業と農村環境整備一特に水辺環境と生態系の保全についてー 環境保全型農業の課題と展望, 大日本農会 129-143 (2003)。
- 22) 中川昭一郎：農業農村整備とビオトープの保全・創出 農業土木学会誌 **69**, 927-932 (2001)。
- 23) 中本 学・関岡裕明・下田路子・森本幸裕：復田を組み入れた休耕田の植生管理 ランドスケープ研究 **65**, 585-590 (2002)。
- 24) 大黒俊哉：生物多様性を保全する場としての休耕田利用 研究ジャーナル **21**, 38-42 (1998)。
- 25) 関岡裕明・下田路子・中本 学・水沢 智・森本幸裕：水生植物および湿性植物の保全を目的とした耕作放棄水田の植生管理 ランドスケープ研究 **63**, 491-494 (2000)。
- 26) (社)農村環境整備センター：農村環境整備の科学 朝倉書店, pp.133 (1995)。
- 27) 滋賀自然環境研究会編：田園の生き物 サンライズ出版, pp.189 (2001)。
- 28) 下田路子：福井県敦賀市中池見の農業と植生, お

- よび維持管理試験について 植生情報 **2**, 7-18 (1998).
- 29) 自然環境復元協会：農村ビオトープー農業生産と自然との共生ー 信山社 サイテック, pp.199 (2000).
- 30) 杉山恵一・中川昭一郎編集：農村自然環境の保全・復元 朝倉書店, pp.195 (2004).
- 31) 養父志乃夫・中島敦司：ハッチョウトンボ生息地の保全に関する生態学的研究 ランドスケープ研究 **60**, 324-328 (1997).