

環動昆

報 文

- 浜谷 徹・河野 敏明・青野 力三・西本 孝一：磁化木材
の性能に関する研究（第2報）磁化木材とその防
蟻効果（英文）171
- 北原 正彦：一地域チョウ類群集の春～初夏期間の各種の年
次出現パターン（英文）178
- 南手 良裕・浅井 洋・神崎 務・勝田 純郎：ピレス
ロイド系殺虫成分を含有する液体式電気蚊取用水
性リキッドのアカイエカ成虫に対する殺虫効力192
- 吉田 宗弘：チョウ類群集による大阪市近郊住宅地の環境評
価198
- 野口佐登司・森 直樹・比嘉ヨシ子・桑原保正：ヤンバル
トサカヤスデ（オビヤスデ目，ヤケヤスデ科）の
分泌物主成分，マンデロニトリルの同定（英文）208

研究奨励賞受賞論文

- 宇賀 昭二：公園砂場におけるトキソカラ属線虫卵汚染状況
の調査研究215
- 会 報
会員動静

Vol.8

4

1997

日本環境動物昆虫学会

Research on Magnetic Wood (II) Termite Resistance of Magnetic Wood

Toru HAMAYA¹⁾, Toshiaki KONO¹⁾, Rikizo AONO²⁾,
and Koichi NISHIMOTO³⁾

- 1) *Bio Science Laboratories, Meiji Seika Kaisha, Chiyoda, Sakado-shi, Saitama 350-02, Japan*
2) *Tokyo Institute of Technology, Department of Bioengineering, Nagatsuta, Midori-ku, Yokohama, Kanagawa 226, Japan*
3) *Japan Wood Preserving Association, Toranomom, Minato-ku, Tokyo 105, Japan*

(Received : October 7, 1996 ; Accepted : January 17, 1997)

磁化木材の性能に関する研究 (第2報) 磁化木材とその防蟻効果 浜谷 徹¹⁾, 河野敏明¹⁾, 青野力三²⁾, 西本孝一³⁾ (¹⁾明治製菓株式会社生物科学研究所, ²⁾東京工業大学生命理工学部生物工学科, ³⁾(株)日本木材保存協会)

酵素反応を利用して, 磁性体 (マグネタイト: Fe_3O_4) を木材 (アカマツ) 内で発生させた. この磁化木材をイエシロアリの食害試験に供した. その結果, 未処理木材の食害率が31.3%であったのに対し, もっとも高い飽和磁化 ($14.53 \times 10^{-2} \text{emu}$) を有する酵素区で15.1%, 低い飽和磁化 ($2.47 \times 10^{-2} \text{emu}$) を有する酵素不使用区が12.7%で共に防蟻性を有する傾向を示した. しかし, ほとんど磁化を示さない ($0.33 \times 10^{-2} \text{emu}$) 硫酸第一鉄区では25.1%であり, 防蟻性を示さなかった. 木材に対し耐候操作を行った結果, 酵素区及び酵素不使用区の磁化木材は防蟻能が高くなり, 食害率は共に6.1%であった. しかし, 両実験区のばらつきをみると, 酵素区では食害率が0%, 死虫率が100%となる場合がある一方, ほとんど効果を示さない場合もあった. この原因として, 木材間で酵素反応が不均一に進行した可能性も考えられ, この点の改良により, さらに高い防蟻性能を有する磁化木材を調整できることが期待された. 死虫率と食害率には負の相関関係があり, 磁化木材を摂取することによりシロアリが死亡したことが推定された. 実際, 死んだシロアリの約80%は黒変し, 腸管から鉄が検出され, 磁化木材を接取して死んだことが示された. しかし約20%は白いままであり, 磁化木材を忌避し餓死した可能性も残された.

Magnetic material (Fe_3O_4) was generated inside wood (*Pinus densiflora*) blocks by an enzyme-dependent or a chemical reaction. Studies examining termite (*Coptotermes formosans* SHIRAKI) attack on this magnetic wood were done. Untreated wood showed 31.3% weight loss, while the enzyme-treated magnetic wood that had the strongest saturation magnetization (Ms, $14.53 \times$

10^{-2} emu) had 15.1% weight loss, and that magnetic wood with no enzyme treatment which had weak Ms (2.47×10^{-2} emu) was 12.7%. In contrast, the wood treated with only iron (II) sulfate, which had a very low Ms (0.33×10^{-2} emu) showed no termite resistance and lost 25.1% of the weight of the blocks. The termite resistance of the magnetic wood was increased by leaching. Both magnetic wood treated with and without enzyme had 6.1% weight loss, but the deviation was significantly different between these two treatments. In the case of enzyme treatment, both perfect (100% mortality and 0% weight loss) and almost no effect against termite attack were observed. This implied that the enzyme reaction would not have uniform effects among the woods and it is expected that overcoming this problem might improve the resistance of the enzyme-treated magnetic wood. The correlation between mortality of termites and weight loss of wood blocks suggested that the termites died after ingesting the magnetic wood. Actually, about 80% of the dead termites obtained after the bioassay in the enzyme treatment were black in color and the element of iron was detected in the intestine. This indicated that the termites died after ingesting the wood. But the 20% of the dead termites that did not change color implied the possibility that they avoided the magnetic wood and died of starvation.

Key words : Termite, Magnetic wood, Saturation magnetization, Urease

Introduction

Termites cause much biological deterioration of many kinds of structures made of wood. Therefore chemically synthesized termiticides are usually applied to wooden materials to protect them from the attack of termites. Recently, natural antifeedants extracted from plants such as *Phellodendron amurense* (KAWAGUCHI *et al.*, 1989) or *Citrus natsudaoidai* HAYATA (SERIT *et al.*, 1991) have been studied, considering the environmental hazards associated with chemically synthesized termiticides. However, these extracts seem to be difficult for commercial use at the present because their effectiveness and durability are not sufficient. The relationships between magnetic fields and living organisms have also been studied. Certain kinds of termites have the ability to

sense a magnetic field (BECKER *et al.*, 1977). If termites sense and avoid a magnetic field, this behavior may be used as a new preservation system for wooden materials.

Recently, a method of generating magnetic materials (magnetite, Fe_3O_4) in solution and inside some polymer materials by an enzyme-dependent reaction has been developed (HAMAYA *et al.*, 1989a, 1989b, 1993). Magnetic wood is possible to make by this method (HAMAYA *et al.*, 1996). In this paper we report the effects of the magnetic wood on termite (*Coptotermes formosans* SHIRAKI) attack.

Materials and methods

Sample preparation

Blocks of Japanese red pine (*Pinus densiflora* (SIEB *et* ZUCC.)) ($1 \times 1 \times 2$ cm) were dried in a vacuum at 50 °C until the weight became

constant. Ten pieces of the dried wood were placed in a bottle (1 l) and 500 ml of urease (Sigma Type IX) solution (800 IU/ml), measured at 40°C, was used to impregnate the wood by a vacuum method. After checking to ensure that every piece had sunk in the solution, the woods were removed from the solution, excess liquid on the surface was wiped off, and the blocks were freeze dried.

(1) Enzyme treatment.

A reaction mixture containing 10 mM iron (II) sulfate, 5 mM urea, and 200 mM potassium nitrate was used to impregnate the dried wood by the same method as used for the enzyme solution. This experiment was named the "enzyme treatment".

(2) No enzyme treatment.

Dried wood without enzyme was treated in the same manner for use as the control. This experiment was named the "no enzyme treatment".

(3) Iron sulfate treatment.

Wood blocks were infused with only 10 mM iron (II) sulfate solution for the purpose of comparison. This experiment was named the "iron sulfate treatment".

Each sample was transferred with its reaction mixture or iron (II) sulfate solution into a heat-proof bottle. The atmosphere in each bottle was replaced with nitrogen gas and the bottles were kept at 50°C. After 3 days of incubation, they were autoclaved (121°C, 60 min). The wood was then removed, rinsed with water, and oven-dried at 50°C until the weight became constant.

Analysis of magnetic performance

The magnetic hysteresis of the woods was analyzed using a magnetometer BHV-50 (Riken Electric Co.). Saturation magnetization (Ms), which means the magnetization at saturated strength of the magnetic field, was calculated from the hysteresis curve and was used for the

comparison of magnetic strength between each treatment.

Leaching treatment

The procedure used for the leaching treatment was that of the Japan Wood Preserving Association Standard No. 11. Wood blocks were soaked in water for 30 seconds and stored in a desiccator containing water at the bottom at 26°C for 4 hours. Then the blocks were stored in a drying oven at 40°C for 20 hours. Both treatments were repeated 10 times.

Bioassay

The procedure used the feeding test for termites was also that of the Japan Wood Preserving Association Standard No. 11. Wood blocks were dried at 60°C for 48 hours and cooled in a desiccator for 30 minutes at room temperature, then the weight was measured. Five wood blocks (the orders of weight gain during preparation in each treatment are 1st, 3rd, 5th, 7th and 9th) were chosen and each block was settled in a feeding cage with 150 workers and 15 soldiers of *C. formosonus*. The feeding was continued for 21 days at 28°C in a dark place. Then the blocks were dried under the same conditions as described above and the weight was measured. The weight loss of the blocks and the mortality of the termites were noted.

SEM observation and X-ray analysis

The termites used for the bioassay were stored at -20°C until the observation. The termites were dissected in water and the intestine was removed. Then vacuum evaporation with carbon was done on the contents of the intestine and they were observed using a scanning electron microscope S-570 (Hitachi Co. Ltd.) at 30 kv. Additionally an X-ray analysis using an EDAX-9900 (Philips Co. Ltd.) was done to analyze the elements in the contents.

Results and discussion

Formation of magnetic wood

The wood of the enzyme treatment and the no enzyme treatment were brown to black in color after incubation but the wood of the iron sulfate treatment remained yellow. The increase ratio of the weight was 5.4% in the enzyme treatment, 3.9% in the no-enzyme treatment, and 1.3% in the iron sulfate treatment (Table 1). On the other hand the Ms was 14.53×10^{-2} (emu) in the enzyme treatment, 2.47×10^{-2} (emu) in the no-enzyme treatment, and 0.33×10^{-2} (emu) in the iron sulfate treatment (Table 1). The order of strength of Ms was found to correspond to the weight gain of the wood. The amount of formed magnetic materials in the total materials which caused the weight gain was higher with the enzyme treatment than with the no-enzyme treatment, suggesting that the rapid hydrolysis of urea by autoclave treatment seems to lead to the production of magnetite, but its amount was small.

Effects of magnetic wood on termites

Each formation of wood was bioassayed for

termite resistance. The results are summarized in Table 2. Untreated wood blocks showed 31.3% weight loss, while enzyme-treated wood blocks had 15.1% weight loss and no-enzyme treated wood blocks lost 12.7% of their weight. On the contrary, in the iron sulfate treated wood 25.1% weight loss was seen, with no termite resistance. The enzyme-treated and the no-enzyme treated woods tended to be protected from the termite attack.

According to the results of the leaching treatment, the termite resistance of the wood was substantially increased in the enzyme-treatment and in the no-enzyme treatment (Table 3). The mortality of enzyme-treatment was increased to 69.5% and that of no-enzyme treatment was done to 60.5%. Both the enzyme and no-enzyme treated wood showed 6.1% weight loss but little change was observed in the case of the iron sulfate treatment. One possible reason for the increased mortality and reduced weight loss by leaching treatment after the enzyme treatment and no-enzyme treatment should be the crystallization of magnetite during the leaching treatment. The crystallization is generally

Table 1 Formation of magnetic wood

Formation	Initial weight (g)	Final weight (g)	Weight gain (%)	Ms** ($\times 10^{-2}$ emu)
Enzyme	1.0657	1.1236	5.4	14.53
No enzyme	1.0830	1.1249	3.9	2.47
Iron sulfate	1.0749	1.0890	1.3	0.33

* Mean of 5 replicates (?)

** Saturation magnetization

Table 2 Effects on *C. formosanus* worker termites by wood block treatment

Formation	Mortality*		Weight loss of wood block*	
	Min. — Max.	Mean	Min. — Max.	Mean
Enzyme	16.7 — 23.3	19.7	13.9 — 16.5	15.1
No enzyme	22.0 — 31.3	26.3	10.7 — 14.5	12.7
Iron sulfate	4.7 — 10.7	7.9	21.5 — 26.3	25.1
No treatment	2.0 — 3.3	2.5	29.9 — 33.5	31.3

* Values from 5 replicates

Table 3 Effects on *C. formosanus* worker termites by wood block treatment after leaching test

Formation	Mortality* (%)		Weight loss of wood block* (%)	
	Min. - Max.	Mean	Min. - Max.	Mean
Enzyme	26.7 - 100	69.5	0 - 14.5	6.1
No enzyme	44.0 - 76.0	60.5	4.1 - 8.4	6.1
Iron sulfate	16.0 - 38.7	22.4	17.3 - 25.8	21.1

*Values from 5 replicates

increased at high temperatures and previous studies (HAMAYA *et al.*, 1989b, 1993) also supporting. But this is the subject for a future study.

The relationship between the mortality of termites and the weight loss of wood blocks after leaching treatment is shown in Fig. 1. Comparing the enzyme treatment and no enzyme treatment, it seems that the mean value of weight loss was the same and that of mortality was very similar in spite of the difference in Ms (Table 3). However special attention should be paid to the deviation of enzyme treatment and no-enzyme treatment. The results of an *F*-test on both weight loss and

mortality suggested that the difference of deviation between the two treatments was significant (at the 5% level, both sides). Three of 5 blocks in the enzyme treatment showed higher mortality than the best of the no-enzyme treatment and the two of them showed 100% mortality. On the contrary, two of 5 blocks were lower comparing to the worst of the no-enzyme treatment. These data implied that the enzyme reaction did not happen uniformly among the 5 wood blocks. We believe that uniform reaction would increase the resistant performance against termites.

Observation and analysis of termite

The reason for the death of the termites remains unclear, but it seems important to discuss and understand the mechanism of this activity.

About 80% of the dead termites obtained after the bioassay in the enzyme treatment were black in color and the remainders were white. Both black and white termites are shown in Fig. 2. The blackened color was thought to be due to the ingestion of magnetic wood. Actually a positive correlation ($r^2 = 0.8819$) between mortality of termites and weight loss of wood blocks was observed (Fig. 1). Then the termites were dissected and the intestine was removed to investigate the presence of magnetic wood. In the case of the blackened termites, the intestine was thick and it seemed to contain a lot of materials. On the contrary, in the case of the white termites the intestine was thin and empty. The contents of the intestine from blackened

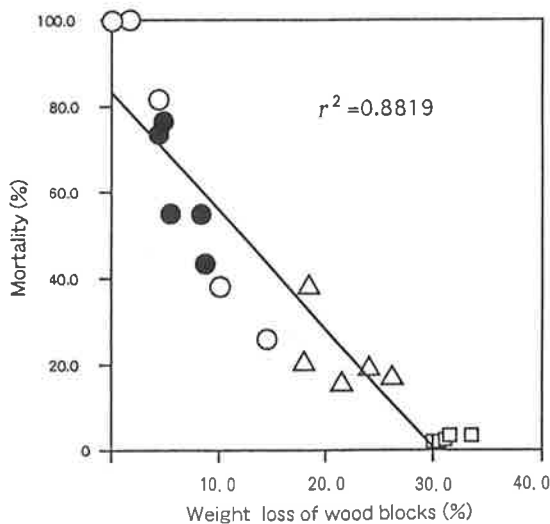


Fig. 1 The relationship between mortality of termites and weight loss of wood blocks after leaching treatment

○, ●, △ and □ indicate enzyme-treated, no-enzyme treated, iron (II) sulfate treated, and untreated woods.

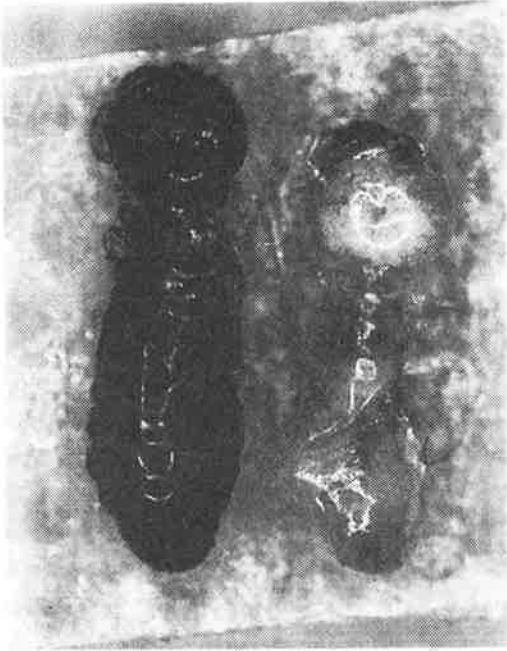


Fig. 2 The black and white termites fed the enzyme treated wood blocks.

termites were analyzed using a scanning electron microscope (Fig. 3). According to the data obtained by an X-ray microanalyzer, a high concentration of elemental iron was present in the intestinal contents (Fig. 4). Accordingly, it was indicated that the blackened termites died after ingesting the magnetic wood. On the other hand, the reason why 20% of the termites remained white must be considered as its ecdysis but they might have avoided magnetic wood and starved to death. In addition, the wood blocks of enzyme and no enzyme treatment before leaching treatment showed less weight loss than that of iron sulfate treatment after leaching test in spite of a similar mortality. This also implied the possibility that termites would avoid the magnetic wood.

To explain the termite resistance of magnetic wood, we have suggested two mechanisms. The main reason is the formation of harmful substances during the process of magnetite



Fig. 3 The contents of the intestine from blackened termites.

The blackened termite was dissected and the contents of the intestine were analyzed by a scanning electron microscope. ★ showed the analytical point by the X-ray microanalyzer.

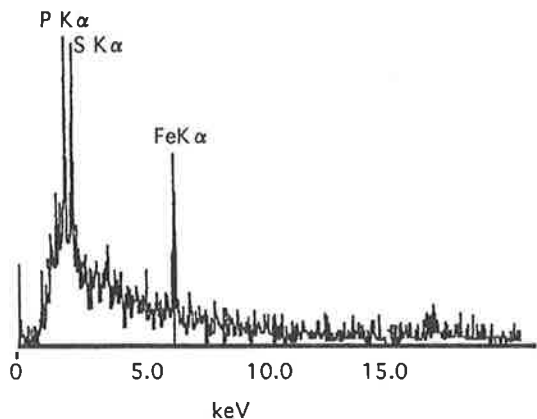


Fig. 4 Analysis of the contents of blackened termite by X-ray microanalyzer. High concentration of iron was present in the intestine of blackened termite.

formation and leaching treatment. Additionally, the starvation of termites due to their avoidance of the magnetic wood should be considered. The relationship between living organisms and magnetic fields is not clear at present. In the

future, the mechanisms of termite resistance should be examined in choice tests using preparations of magnetic woods which have different Ms. Anyway, there are many points that must be considered and further study is necessary.

As the magnetite is solid, so it is expected the magnetic wood would be resistant to rain. In addition the effect against termite attack was increased during leaching treatment. These unique characters could have synergy with chemical termiticides. In addition, magnetic wood is expected to provide a shielding effect against magnetic fields, as if it was wood containing a liquid magnet, as reported by OKA *et al* (1995). Field tests are necessary to estimate the ability for industrial use but we hope that the magnetic wood will have the status of a new kind of functional wood, like ceramic wood, acetylated wood, and wood-plastic combinations, in the near future.

Acknowledgments

We would like to acknowledge the continuing guidance and encouragement of Professor. K. Horikoshi of Toyo University. We also would like to express our appreciation to Mr. K. Murashima of Meiji Seika Kaisha Ltd. for helping in the dissection of the termites.

References

- BECKER, G. and W. GERISCH (1977) Correlation between feeding activity of termites and geomagnetic activity. *Zeitschrift fuer Angewandte Entomologie*, 84 : 53–388.
- HAMAYA, T. and K. HORIKOSHI (1989a) *In vitro* magnetite formation by urease dependent reaction. *Agric. Biol. Chem.*, 53 : 851–852.
- HAMAYA, T. and K. HORIKOSHI (1989b) Variation in the iron substances produced from ferrous iron through a urease dependent reaction. *ibid.*, 53 : 1989–1990.
- HAMAYA, T., T. TAKIZAWA, H. HIDAKA, and K. HORIKOSHI (1993) A new method for the preparation of magnetic alginate beads. *J. Chem. Eng. Jpn.*, 26 : 223–224.
- HAMAYA, T., T. KONO, R. AONO, and K. NISHIMOTO (1996) Research on the magnetic wood (I). Preparation of magnetic wood by means of enzyme dependent reaction. *Wood Preservation.*, 22 : 287–293.
- KAWAGUCHI, H., M. KIM, M. ISHIDA, Y. J. AHN, T. YAMAMOTO, R. YAMAOKA, M. KOZUKA, K. GOTO, and S. TAKAHASHI (1989) Several antifeedants from *Phellodendron amurense* against *Reticulitermes speratus*. *Agric. Biol. Chem.*, 53 : 2635–2640.
- OKA, H., A. ITO, T. SATO, O. SAWABE, S. MACHIDA, Y. ARUGA, T. TAKAHASHI, and Y. NAMIZAKI, (1995) Permeability of magnetic wood produced by magnetic fluid compare with magnetic powder. *The proceed. 40th anniv. Conf. JWRS (April 95, Tokyo)*, 285.
- SERIT, M., M. ISHIDA, M. KIM, T. YAMAMOTO and S. TAKAHASHI (1991) Antifeedants from *Citrus natsudaidai* HAYATA against termite *Reticulitermes speratus* KOLBE. *Agric. Biol. Chem.*, 55 : 2381–2385.

Annual Species Appearance Patterns in a Local Butterfly Community during Early Growing Seasons

Masahiko KITAHARA

*Department of Animal Ecology, Yamanashi Institute of Environmental Sciences,
Ken-marubi, Fujiyoshida, Yamanashi 403-0005, Japan*

(Received : January 29, 1997 ; Accepted : May 15, 1997)

一地域チョウ類群集の春～初夏期間の各種の年次出現パターン 北原正彦 (山梨県環境科学研究所)

山梨県富士山麓西湖畔の様々な環境を含む約10haの場所で1985-89年の5年間、トランセクト法により集積したチョウ類群集のデータを用いて、春～初夏(4～6月)の成虫の出現パターンを解析した。4～6月のチョウ類は、ほぼ毎年(4～5年)記録された常出現種と僅かに1～2年しか記録されなかった寡出現種とから主に成り立っていた。1年間隔の種の回転率は29.1% (平均値) と高かったが、サンプリング誤差の影響も否定できない。群集の全体的属性(種数・総個体数・種類組成)は、5年間を通すと寡出現種の種数が多かったため、年毎に変動し、年次的な予測の程度は相対的に低かったが、群集の構成種レベルでの属性(各種の年毎の出現密度および群集内順位)は、解析の結果、年毎に大きな変動は無く、相対的に予測のきく状況を示していた。このチョウ群集の内部構造特性と年次予測性およびその保全生物学への適用性について論議した。

To examine the between-year community predictability (constancy), I analyzed a published transect-count data set of a local butterfly community at the northern foot of Mt. Fuji in central Japan. The data set was obtained with the transect counting in an area of about 10 ha including arable fields, grassland, sparse woods including bushes, and secondary woodland. I used the transect-count data obtained from April to June for five years, 1985-1989. The analysis showed that the butterfly community was composed mainly of constant species that appeared in 4 or 5 of the years, and sporadic species that did only in 1 or 2 years. The mean value of species turnover rates for one-year intervals in the community was estimated to be 29.1%, though there may be a possibility that the transect-count data included sampling errors. The butterfly community was temporally unpredictable in the number of species, species composition, and total population abundances, mainly due to whether sporadic species appear or not, despite which the community also had a fairly stable aspect due to constant species. On the

other hand, the butterfly community showed a highly significant concordance in the rank order of species abundance over the 5 years. Also, all 9 correlations between log April-June abundances of species in possible pairs of years except for a pair of 1985 and 1987 showed lower P values (<0.05). Thus, the abundance of each species was less variable among different years, and showed a high degree of temporal constancy. As a whole, the butterfly community had a predictable core of constant species with an unpredictable surface of sporadic species, and therefore, had a lower degree of temporal predictability. These results support the belief that even in unstable (high turnover) communities, there will be a mix of fugitive and stable species. How the analysis of community predictability may contribute to its conservation biology is discussed briefly.

Key Words : Temporal community predictability, Local butterfly community, Annual species appearance pattern, Early growing season, Constant and sporadic species

Introduction

"To do science is to search for repeated patterns, not simply to accumulate facts." (MACARTHUR, 1972). A major objective of community ecology is to discern whether recurring predictable patterns of community structure exist (SEIFERT, 1984) and to explain the patterns by ecological inference (TAKEDA, 1987). In this respect, it is important to know whether there are repeated predictable temporal patterns in community structure (STRONG *et al.*, 1984; LAWTON and GASTON, 1989).

Up to now, most studies have been primarily concerned with temporal variation in population densities, while less data concerning temporal community variability exist (STRONG *et al.*, 1984; LAWTON and GASTON, 1989; BENGTSSON, 1994). LAWTON and GASTON (1989) emphasized the need for sound empirical data on the relative abundances of sets of component species measured over several generations. Few attempts have been made to examine the year to year dynamics of butterfly communities, except

for YAMAMOTO (1996).

In this study, I analyze a published data set (WATANABE, 1990) collected using transect counts on a local butterfly community surveyed successively for five years, 1985-1989. I explore four aspects of temporal community predictability: species composition, species richness, population abundance, and species rank order. I begin analyzing the temporal predictability in the species appearance patterns of a local butterfly community during the early growing seasons. Next, I explore the factors affecting the temporal predictability of the butterfly community. Finally, I briefly take into account the applicability of the studies of community predictability to modern conservation biology.

Materials and Methods

Data set analyzed

I analyzed a data set of butterfly transect counts obtained by WATANABE (1990) in 1985-1989 in an about 10-ha area (about 920 m in altitude) at the northern foot of Mt. Fuji, Yamanashi Prefecture.

The fixed route (about 1.5 km) for the transect-

count was established in the area covering seven habitat types : grasslands, sparse woods, secondary forests, agricultural and open fields, housing sites, streams, and roads (Fig. 1). No major changes were observed in the environmental and landscape conditions or in land-use patterns in the area over the 5-year study period.

WATANABE (1990) did the transect count from April to June in 1985, to September in 1986, to June in 1987, to October in 1988, and to October in 1989. Therefore, in this paper, I analyzed the census data obtained from April to June in each of the 5 years. The period from April to June as an early growing season covers approximately one or at most two generations of each component species of the butterfly community. During April and June, the census was done for twelve days in 1985, nine days in 1986,

five days in 1987, five days in 1988, and six days in 1989 (WATANABE, 1990).

The transect counts were conducted along a fixed census route (see Fig. 1), within the period from about 9:00 to 12:00 (rarely from about 13:00 to 16:00) in fine weather. All butterflies sighted within 20 m of either side of the census route were identified and the number of individuals was recorded. The individuals that could not be identified by sight were captured by insect net, and released after identification. *Pieris melete* MÉNÉTRIÉS and *P. napi* LINNAEUS were treated as a single species.

Methods of analysis

I first calculated the monthly abundance (i. e., the monthly total number of individuals observed/the research frequencies only when the species were found in a month) for each species during the early growing season (from April

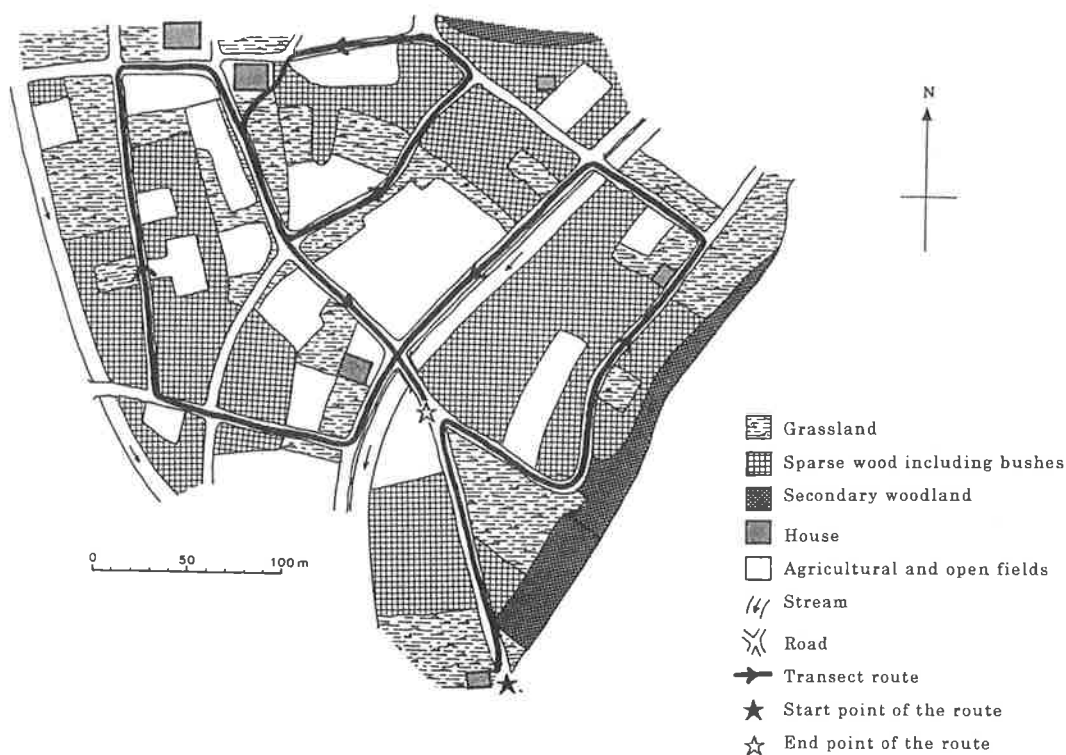


Fig. 1 Descriptive map of the vegetation and environmental component in the study site (WATANABE, 1990).

until June). Then, I summed up the all monthly abundances to get a total of April, May, and June's monthly abundances in each year (hereafter called April-June abundance). The April-June abundance and its rank order of each component species are shown in the Appendix. Exceptionally, I used data in the observation of May 1 for calculating the monthly abundance in the April in 1988, because of the lack of regular observations.

Species turnover rate (i. e., relative turnover rate, SCHOENER (1986)) over a unit time (one-year) interval, $t_2 - t_1$, in the species appearance patterns of the butterfly community monitored was calculated as

$$100 \times \frac{(Sd + Sa)}{(St_1 + St_2)}$$

Where Sd is the number of species that disappeared, Sa is the number of species that newly appeared, St_1 is the number of species at t_1 , and St_2 is the number of species at t_2 (DIAMOND, 1969; WILLIAMSON, 1981; SCHOENER and SPILLER, 1987). Relative turnover is a better measure for comparisons between kinds of systems (SCHOENER, 1986). In this study, I treated the species recorded in year t_1 but not in t_2 as those that disappeared (genuine or apparent extinctions). The species recorded in year t_2 but not in t_1 were treated as those that newly appeared (genuine or apparent invasions).

Concordance for species abundances was calculated on the rank orders of April-June population abundances, shown in the Appendix. The degree of concordance was assessed by using KENDALL's coefficient of concordance (non-parametric multisample rank correlation statistic, SIEGEL, 1956; MARTIN and BATESON, 1993):

$$W = \frac{s}{\frac{1}{12} k^2 (N^3 - N)}$$

where $s = \sum (R_i - \frac{\sum R_i}{N})^2$, R_i is the total of rank orders of each component species during the study period, k is the number of years studied, and N is the number of all component species ranked. In this study, the species not recorded in a given year were included in the calculation of W as tied maximum ranks within the year. In addition, the correlation coefficient was calculated between log transformed April-June abundances of each species of butterfly in two different years.

The voltinism and adult flight period used in the analysis were estimated from the literatures (UNNO and AOYAMA, 1981; FUKUDA *et al.*, 1982, 1983, 1984 a, b), and also from the actual data of seasonal changes in the observed number of individuals of each species in this data set (WATANABE, 1990).

Results

The evaluation of the differences in the number of census days among the 5 years of study

The number of days in which the census was done in each year (see the section of "Data set analyzed") was not significantly correlated with the number of butterfly species observed in each year ($r_s = -0.205$, $P > 0.05$, $N = 5$), and also with the total number of individuals observed (total population abundance) in each year ($r_s = -0.564$, $P > 0.05$, $N = 5$). From these results, it is considered that the differences in the number of census days among the years had almost no effect on the parameters of the butterfly community such as the number of species.

Taxonomic composition and apparent turnover rate of the butterfly community

All butterfly species observed in the transect counts and the numbers of years in which the species were observed are shown in the Appendix. Figure 2 shows the frequency distribution of component species against the number

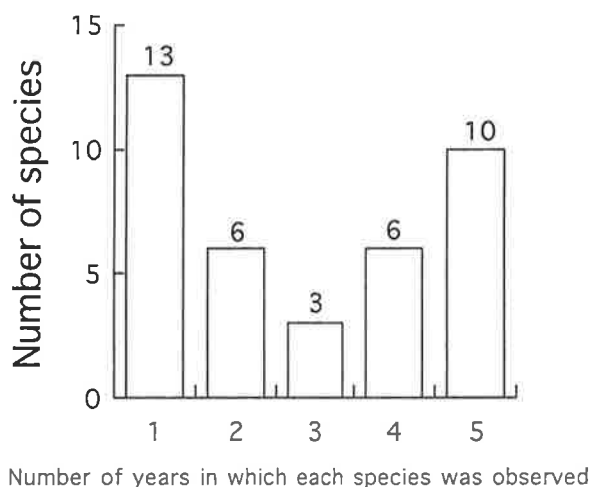


Fig. 2 Frequencies with which butterfly species were observed in different numbers of years between 1985 and 1989. The numeral above each bar indicates the number of butterfly species in different numbers of years in which the species was observed.

of years in which each species was observed during the study period. The frequency distribution is bimodal, with a peak in 4 or 5 years and with the other peak only in 1 or 2 years. For convenience' sake, the former constantly appearing group is hereafter referred to as "constant species", and the latter occasionally appearing group as "sporadic species".

Table 1 shows the estimated voltinism and adult flight period of the respective sporadic species in this habitat. According to the adult flight period, the univoltine sporadic species are divided into two types: (1) adults emerge only in early summer (including 3 spp.); (2) overwintering adults produce the first flight in spring, and new adults emerge in early summer (including 2 spp.). The bivoltine sporadic species are divided into two types: (1) the first adult flight occurs in late spring-early summer, the second in mid summer (including 6 spp.); (2) overwintering adults produce the first flight in spring, new adults emerge in early and mid summer, and the last flight occurs in late summer-fall (including 1 sp.). The multivoltine

sporadic species are divided into two types: (1) the first adult flight occurs in spring-early summer, the second in mid summer, and the third in fall (including 4 spp.); (2) overwintering adults produce the first flight in spring, new adults emerge in early summer, and the subsequent flights occur in summer-fall (including 3 spp.). From these results, there is little possibility that the species classified as "sporadic" in this study were yearly and occasionally observed during early growing seasons, because they had either univoltinism and adult emergence time in summer-fall seasons, or multivoltinism and main adult flight period in summer-fall seasons, except for a few species such as *Neptis philyra* MÉNÉTRIÈS, *Brenthis daphne* DENIS et SCHIFFERMÜLER, and *Parnara guttata* BREMER et GREY.

The apparent species turnover rates were 24.4, 30.4, 26.5, and 35.1% yr^{-1} (respective one-year intervals from 1985 to 1989) (mean = 29.1, S. D. = 4.71). These values might be partly affected by the sampling error of the transect counting. But they are not very different from those reported by SCHOENER and SPILLER (1987) (32.5% for island orb spiders) and by DIAMOND (1969) (35.9% for island birds), which are known for high turnover rates, although these values are calculated based almost entirely on island genuine extinctions and invasions.

These results imply that the species composition is highly variable, mainly due to whether sporadic species appear or not, and therefore, the community had a temporal unpredictable species composition.

Dynamics in species richness and total population abundance

Figure 3 shows the year-to-year dynamics in the species richness. The number of species observed during the early growing season (from April to June) varied across the years. The constant species predominated in the butterfly

Table 1. The estimated voltinism and adult flight period of the sporadic butterfly species in the studied habitat. The estimation was done using the literature and the actual number of individuals of each species in this data set (see text)

Species	Voltinism*	Adult flight period
<i>Choaspes benjaminii</i>	2	late May-June, late July-Aug.
<i>Thoressa varia</i>	2	late May-June, late July-Aug.
<i>Parnara guttata</i>	3	mid May-June, July-Aug., Sept.-Oct.
<i>Papilio xuthus</i>	3	May-early June, July-Aug., Sept.-Oct.
<i>Papilio macilentus</i>	2	mid May-mid June, late July-Sept.
<i>Papilio maackii</i>	2	mid May-mid June, late July-Sept.
<i>Eurema hecabe</i>	3	overwintering adults in spring, new brood in early summer, continuous brood in summer-fall.
<i>Gonepteryx aspasia</i>	1	overwintering adults in spring, new brood in early July.
<i>Rapala arata</i>	2	mid May-June, late July-Aug.
<i>Celastrina argiolus</i>	3	late April-May, July-Aug., Sept.-Oct.
<i>Plebejus argus</i>	1	mid June-mid July
<i>Brenthis daphne</i>	1	mid June-July
<i>Limenitis camilla</i>	3	June, late July-Aug., mid Sept.-Oct.
<i>Neptis philyra</i>	1	late June-July
<i>Araschnia burejana</i>	2	mid May-June, mid July-Aug.
<i>Polygonia c-aureum</i>	2-3	overwintering adults in spring, new brood in early summer, continuous brood in summer-fall.
<i>Kaniska canace</i>	2	overwintering adults in spring, new brood in July-Aug., the second brood in late summer-fall.
<i>Nymphalis xanthomelas</i>	1	overwintering adults in spring, new brood in late June.
<i>Cynthia cardui</i>	3 ≤	overwintering adults in spring, new brood in early summer, continuous brood in summer-fall.

* : number of generations per year. 1 : univoltines, 2 : bivoltines, 3 and 3 ≤ : tri- and multivoltines.

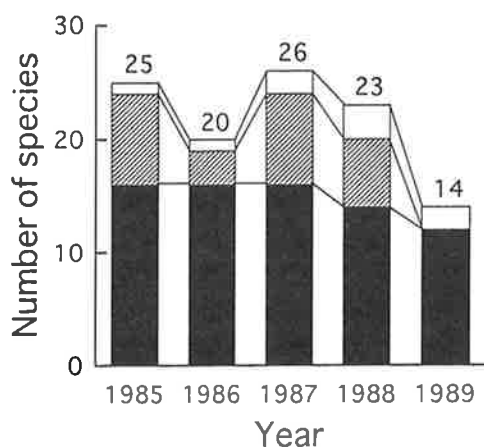


Fig. 3 Year to year changes in the number of butterfly species recorded in 4 or 5 years (■), those in 1 or 2 years (▨), those in 3 years (□), and all butterfly species recorded (numeral above each bar) during the study period from 1985 to 1989.

community in every year during the 5-year study period (mean proportion of the numbers of constant species in the 5-years = 70.4 %, range 60.9 %-85.7 %), keeping nearly stable numbers of species. However, the second most abundant species in the proportion were those which appeared only in 1 or 2 years (sporadic species) and showed variable species numbers across the years, and the species appearing at 3 years showed the lowest abundance in the butterfly community. As a result, the year-to-year variation in the total number of species and taxonomic composition was strongly dependent on that in the number and composition of sporadic species.

Total population abundance fluctuated across

the years (Fig. 4). Minima and maxima of the total population abundances were observed in 1989 and in 1988, respectively.

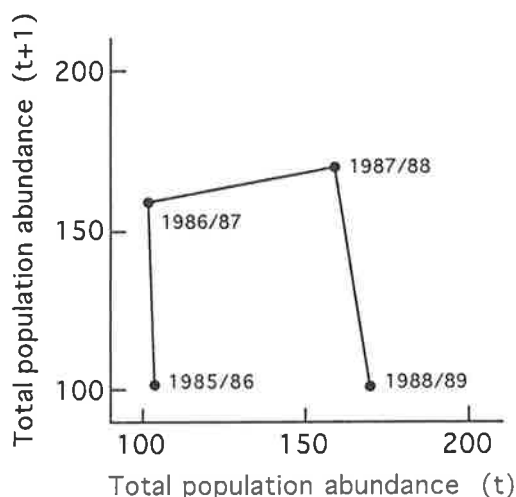


Fig. 4 Plots of the total butterfly population abundance in year $t+1$ with that of year t . The total population abundances are obtained by summing the April-June abundances of all component species observed in each year.

These results suggest that the butterfly community had a temporal unpredictable aspect in both species richness and total population abundance, although the community also had a fairly stable aspect due to the presence of constant species.

Concordance in the rank order of species abundance

This butterfly community showed a significant concordance in the rank order of April-June population abundance over the 5 years 1985-89 ($W = 0.651$, $\chi^2 = 120.44$, d. f. = 37, $P < 0.001$). However, it is known that rare species have a disproportionate effect on the value of W (JOERN and PRUESS, 1986). There was a tendency for the species that were recorded in less than 3 years to be less abundant (KITAHARA and FUJII, unpublished). Thus, I further calculated W except for such species recorded in less than 3 years, and its value was still significant ($W =$

0.555, $\chi^2 = 49.95$, d. f. = 18, $P < 0.001$). These results suggest that the butterfly community showed a high degree of temporal constancy in rank order of species abundance.

Correlations between yearly abundances of component species

Figure 5 shows the correlation coefficients calculated between log transformed April-June abundances of each component species in two different years. All possible pairs of years between 1985 and 1989 were compared, and therefore, the maximum number of years between observations was four (1985 with 1989). Figure 6 shows four examples selected from those ten correlations in all possible pairs of years shown in Fig. 5. All of the correlations except for a pair of 1985 and 1987 had lower P

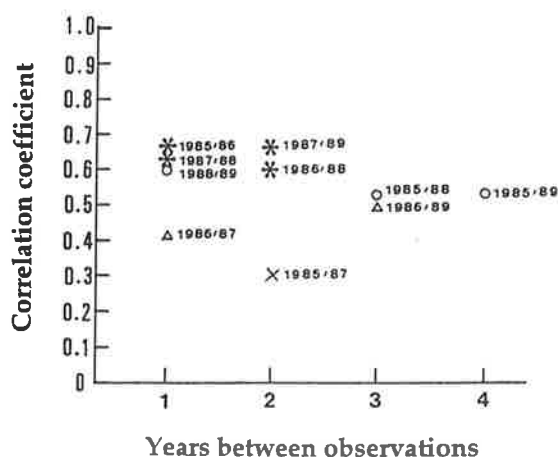


Fig. 5 Correlation coefficients between log transformed April-June abundances of each butterfly species in two different years. Points show the values of the correlations between all possible pairs of years between 1985 and 1989 (* : $P < 0.001$, O : $0.001 \leq P < 0.01$, Δ : $0.01 \leq P < 0.05$, X : $P > 0.05$). Each correlation coefficient was calculated for species present in both or either of the two years.

values (< 0.05). This suggests that abundant species have remained abundant, and rare species have remained rare throughout the five years of study.

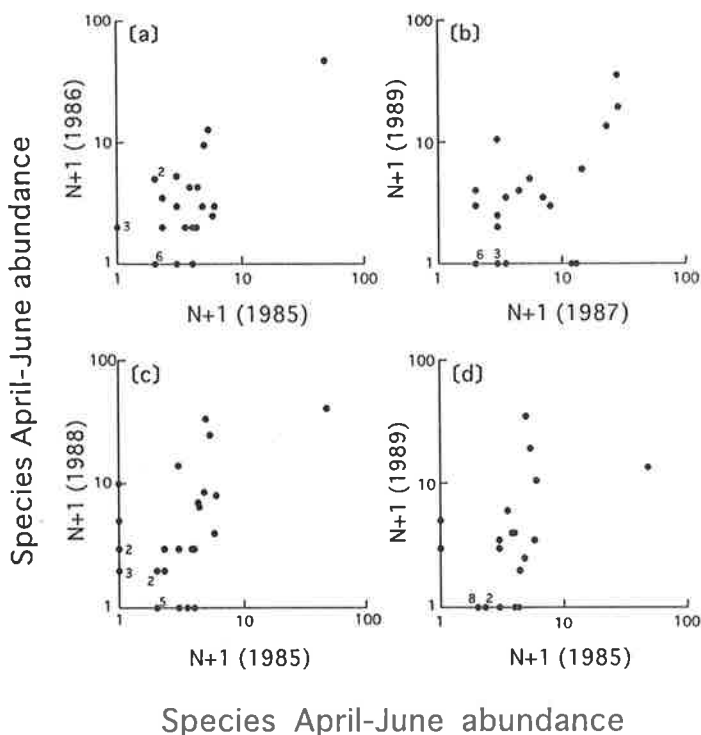


Fig. 6 Four examples of the relationship between the log transformed April-June abundance (+1) of each butterfly species in different pairs of years (a : year 1985 and 1986 : $r=0.667$, $t=4.565$, $P<0.001$, b : 1987 and 1989 : $r=0.660$, $t=4.304$, $p<0.001$, c : 1985 and 1988 : $r=0.528$, $t=3.405$, $0.001 \leq P<0.01$, d : 1985 and 1989 : $r=0.535$, $t=3.166$, $0.001 \leq P<0.01$), for species present in both or either of the two years, which were selected from among ten relations in all possible pairs of years shown in Fig. 5. Numerals beside the dots indicate repeated observations.

Discussion

Temporal predictability of the butterfly community

This study suggests that, in the butterfly community, the whole community attributes such as species number, total population abundance, and species composition were temporally unpredictable over the 5-year study period, but the component population's attributes such as the rank order of abundance of each species were more temporally predictable over the period. It is generally accepted that temporal community predictability varies greatly among different sorts of organisms

and habitat templates (e. g., MACARTHUR and WILSON, 1967 ; PIANKA, 1970, 1988 ; MACARTHUR, 1972 ; SOUTHWOOD, 1977, 1988). For example, a high degree of temporal constancy, especially in species-relative abundances, has been shown for several animal groups : insects (STRONG *et al.*, 1984 ; JOERN and PRUESS, 1986 ; TAKEDA, 1987 ; EVANS, 1988) ; fishes (MOYLE and VONDRACEK, 1985) ; and birds (DUNNING, 1986 ; WILLIAMSON, 1987). On the other hand, a low degree of temporal community predictability has been demonstrated for a number of animal groups : leaf-hoppers (WALOFF and THOMPSON, 1980) ; fishes (ROSS *et al.*, 1985 ; GROSSMAN *et al.*, 1985) ; and birds (WIENS, 1984). In a habitat dimension,

Ross *et al.* (1985) found that community predictability changed with location for stream fish assemblages. Thus, real community predictability is expected to be strongly governed by its lying point along the continuums of organisms and habitat templates.

LAWTON and GASTON (1989) showed that the taxonomic composition, rank order of species abundance, and relative dates of first appearance of the component species were all conserved across years with 15 years of data on a herbivorous insect community in bracken, and implied that the community had a reasonably temporally predictable structure. Compared with this, it is demonstrated that our butterfly community with some unpredictable whole community attributes had a lower degree of temporal predictability in the structure.

In this butterfly community, temporal unpredictability in the whole community attributes was considered to be mainly caused by the presence of sporadic butterfly species, which suddenly appeared and/or disappeared across the years. On the one hand, in butterflies, the activity range of their adult stage is usually rather extensive, compared with that of the early stage. Therefore, in the sporadic butterfly species, there is a possibility that some dispersing or mobile adults from their natal spot were recorded within the census area in a certain year of study. In this case, the zero values of the April-June abundances of the sporadic species mean their genuine absences in the census area at that time. In this point, the sporadic species are likely to be associated with "satellite populations", which may colonize when conditions become more favorable, but go extinct in unfavourable years (PRIMACK, 1993), or "sink populations", which tend to be accompanied by population transience under poorer productive habitats (PULLIAM, 1988 ; LAWTON, 1993). The herbivorous insect community in

bracken (LAWTON and GASTON, 1989) was associated with a highly persistent and very predictable host plant (i. e., bracken), and composed mostly of persistent species. Thus, the presence of many sporadic species in the butterfly community suggests that this habitat (spatial) and seasonal (temporal) conditions were associated with lower levels of persistency and predictability. This may be evidenced by this habitat including unstable and unpredictable environmental components such as residential areas and cultivated land with frequent human disturbances, and this season (spring to early summer) during the observation period linked more with occasional unpredictable weather conditions (e. g., severe thermal fluctuations). However, we do not have enough information about underlying population dynamics of component species, and the detailed knowledge of habitat and seasonal stability and predictability needed to resolve this issue.

On the other hand, the transect count method provide the most suitable technique for diversity studies (POLLARD, 1977, 1984 ; POLLARD and YATES, 1993 ; GALL, 1985 ; YAMAMOTO, 1988 ; NEW, 1991 ; DENNIS, 1992 ; WARREN, 1992 ; ISHII, 1993). Indeed, many studies on butterfly communities have been done using the transect recording (POLLARD *et al.*, 1986 ; POLLARD and YATES, 1993 ; YATA, 1993 ; KITAHARA and FUJII, 1994 ; TASHITA, 1996). But the reliability and robustness of the transect method have been tested and evaluated repeatedly because of its variability due to such as the difference of recorders and time of day (YAMAMOTO, 1988 ; NATUHARA *et al.*, 1996). Since the transect method is usually simple and rough, we cannot necessarily deny the possibility that this turnover value is overestimated because of the sampling errors of transect-count data. Thus, it is considered that the zero values of the April-June abundances of the sporadic species meant

not only their genuine absences, but apparent ones (i. e., they were present at low densities without being sampled). In practice, the constant species are typically persistent over time, while the sporadic species may either remain persistent with low densities or suddenly appear and/or disappear.

In this study, the butterfly community had a system with high levels of species turnover due to whether sporadic species appear or not, despite the community having a largely permanent aspect shown by the predominance of constant species at any one time. That is, the butterfly community had a predictable core of constant species with an unpredictable surface of sporadic species. This structure of the community seems to be very characteristic and has received little attention so far, and is closely consistent with that of orb spider communities on small islands in the Bahamas (SCHOENER and SPILLER, 1987). These results support the belief (COCKBURN, 1991) that even in unstable (high turnover) communities, there will be a mix of fugitive and stable species. In future field studies of community predictability, it would be important to explore whether there are repeatable patterns of the changes in the degree of temporal predictability along a gradient of habitat stability and predictability.

Butterfly community predictability and conservation biology

This study also suggests that the studies of community predictability provide some useful information underlying the conservation of local communities and biodiversity. For instance, this study showed that the butterfly community had a low degree of temporal predictability especially in the whole community attributes, mainly due to whether sporadic species appear or not. The sporadic species that were important in the community predictability were characterized by sudden appearance and

/or disappearance across years with relatively low densities. Generally, there is a trend that small and/or variable populations are more prone to extinctions (WILLIAMSON, 1981 ; SCHOENER and SPILLER, 1987 ; PIMM, 1991). In this respect, the sporadic species seem to be subject to repeated genuine or apparent local extinctions, and therefore, may often be the focus of conservation efforts. As stated above, the characteristics of the sporadic species are similar to those of satellite populations. Therefore, if we wish to maintain a community in its current state, it is inadequate to consider one patch of habitat (COCKBURN, 1991), because the conservation strategy of the sporadic species needs to focus on regional processes as well as one patch of habitat.

On the other hand, the prediction of the future picture of local communities and biodiversity is also important to assist in the planning for their conservation strategies. Obviously, this kind of research concerned with community predictability would be significant for problems of conservation. In this study, the butterfly community was composed mainly of constant and sporadic species over the 5-year study period. Thus, if the landscape and land-use patterns in the study area are unchanged, it is predicted that the future picture of the butterfly community structure would be represented by both predictable constant species, and unpredictable sporadic species. In general, different conservation strategies are adopted for each species with different ecological characteristics (e.g., dominant and common species vs. fugitive and rare species) (HIGUCHI, 1996). Considering the entire conservation of the butterfly community in its current state, a particular conservation action plan should be created at least for each of the constant and sporadic species. Furthermore, it is necessary to understand more detailed ecological characteristics of

constant and sporadic species to make the specific conservation action plan of the respective species. The analysis of the characteristics of the constant and sporadic species based on their life-history information will be attempted in our forthcoming paper (KITAHARA and FUJII, in prep.).

Thus, as this discussion suggests, the analysis of community predictability may have some contributing aspects to the conservation of local communities and biodiversity. It would be valuable to know the degree of community predictability from a range of different habitats and animals specifically examined, to plan the conservation of local biodiversity.

Acknowledgements

I am most grateful to Professor K. FUJII of the Univ. of Tsukuba for his continuous guidance and encouragement throughout the study, and to Mr. M. WATANABE of Fuji-Gakuen High School for kindly allowing the use of his original butterfly community data. Special thanks are also due to Dr. M. YAMAMOTO of Ryutsu-Keizai Univ., Dr. Y. TOQUENAGA of the Univ. of Tsukuba and the two anonymous referees for their valuable suggestions and comments on the manuscript, to Miss Y. ABE for her help in drawing figures, and to Director A. KOBAYASHI and other members of the Planning Office for the Establishment of the Yamanashi Institute of Environmental Sciences for their encouragement and understanding of this study.

References

- BENGTTSSON, J. (1994) Temporal predictability in forest soil communities. *J. Anim. Ecol.* **63**: 653–665.
- COCKBURN, A. (1991) *An Introduction to Evolutionary Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- DENNIS, R. L. H. (1992) Islands, regions, ranges, and gradients. In *"The Ecology of Butterflies in Britain"* (DENNIS, R. L. H., ed.), pp. 1–21, Oxford Science Publications, Oxford.
- DIAMOND, J. M. (1969) Avifaunal equilibria and species turnover rates on the Channel Islands of California. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* **64**: 57–63.
- DUNNING, J. B. (1986) Shrub-steppe bird assemblages revisited: implications for community theory. *Amer. Natur.* **128**: 82–98.
- EVANS, E. W. (1988) Community dynamics of prairie grasshoppers subject to periodic fire: predictable trajectories or random walks in time? *Oikos* **52**: 283–292.
- FUKUDA, H., E. HAMA, T. KUZUYA, A. TAKAHASHI, M. TAKAHASHI, B. TANAKA, H. TANAKA, M. WAKABAYASHI and Y. WATANABE (1982, 1983, 1984 a, b) *The Life-Histories of Butterflies in Japan*, Vols. I, II, III, and IV. Hoikusha, Osaka (in Japanese with English summary).
- GALL, L. F. (1985) Measuring the size of Lepidopteran populations. *J. Res. Lepid.* **24**: 97–116.
- GROSSMAN, G. D., M. C. FREEMAN, P. B. MOYLE, and J. O. WHITAKER (1985) Stochasticity and assemblage organization in an Indiana stream fish assemblage. *Amer. Natur.* **126**: 275–285.
- HIGUCHI, H., ed. (1996) *Conservation Biology*. University of Tokyo Press, Tokyo (in Japanese).
- ISHII, M. (1993) Transect counts of butterflies. In *"Decline and Conservation of Butterflies in Japan II"* (YATA, O. and K. UEDA, eds.), pp. 91–101, The Lepidopterological Society of Japan, Osaka and The Nature Conservation Society of Japan, Tokyo (in Japanese with English summary).
- JOERN, A. and K. P. PRUESS (1986) Temporal constancy in grasshopper assemblages (Ortho-

- ptera-Acrididae). *Ecol. Entomol.* 11 : 379-385.
- KITAHARA, M. and K. FUJII (1994) Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance : an analysis based on the concept of generalist vs. specialist strategies. *Res. Popul. Ecol.* 36 : 187-199.
- LAWTON, J. H. (1993) Range, population abundance and conservation. *TREE* 8 : 409-413.
- LAWTON, J. H. and K. J. GASTON (1989) Temporal patterns in the herbivorous insects of bracken: a test of community predictability. *J. Anim. Ecol.* 58 : 1021-1034.
- MACARTHUR, R. H. (1972) *Geographical Ecology : Patterns in the Distribution of Species*. Harper & Row, New York.
- MACARTHUR, R. H. and E. O. WILSON (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- MARTIN, P. and P. BATESON (1993) *Measuring Behaviour : An Introductory Guide*, 2nd edn. Cambridge University Press, Cambridge.
- MOYLE, P. B. and B. VONDRACEK (1985) Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology* 66 : 1-13.
- NATUHARA, Y., C. IMAI, M. ISHII, Y. SAKURATANI and S. TANAKA (1996) Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities. 1. Repeated counts in an urban park. *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 8 : 13-22.
- NEW, T. R. (1991) *Butterfly Conservation*. Oxford University Press Australia, Melbourne.
- PIANKA, E. R. (1970) On r- and K-selection. *Amer. Natur.* 102 : 592-597.
- PIANKA, E. R. (1988) *Evolutionary Ecology*, 4th edn. Harper & Row, New York.
- PIMM, S. L. (1991) *The Balance of Nature? : Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- POLLARD, E. (1977) A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biol. Conserv.* 12 : 115-134.
- POLLARD, E. (1984) Synoptic studies on butterfly abundance. In *"The Biology of Butterflies"* (VANE-WRIGHT, R. I. and P. R. ACKERY, eds.), pp. 59-61, Academic Press, London..
- POLLARD, E., M. L. HALL, and T. J. BIBBY (1986) Monitoring the abundance of butterflies 1976-1985. In *"Research and Survey in Nature Conservation, No. 2"* Nature Conservancy Council, Peterborough, U.K.
- POLLARD, E. and T. J. YATES (1993) *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall, London.
- PRIMACK, R. B. (1993) *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Publishers, Mass.
- PULLIAM, H. R. (1988) Sources, sinks, and population regulation. *Amer. Natur.* 132 : 652-661.
- ROSS, S. T., W. J. MATHEW and A. A. ECHELLE (1985) Persistence of stream fish assemblages : effects of environmental change. *Amer. Natur.* 126 : 24-40.
- SCHOENER, T. W. (1986) Patterns in terrestrial vertebrate versus arthropod communities : Do systematic differences in regularity exist? In *"Community Ecology"* (DIAMOND, J. M. and T. J. CASE, eds.), pp. 556-586, Harper & Row, New York.
- SCHOENER, T. W. and D. A. SPILLER (1987) High population persistence in a system with high turnover. *Nature* 330 : 474-477.
- SEIFERT, R. P. (1984) Does competition structure communities? : field studies on Neotropical *Heliconia* insect communities. In *"Ecological Communities : Conceptual*

- Issues and the Evidence*" (STRONG, D. R., D. SIMBERLOFF, L. G. ABELE and A. B. THISTLE, eds.), pp. 54–63, Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.
- SIEGEL, S. (1956) *Nonparametric Statistics for the Behavioural Sciences*. McGraw-Hill, New York.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies. Presidential address to the British Ecological Society, 5 January 1977. *J. Anim. Ecol.* **46** : 337–365.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1988) Tactics, strategies, and templets. *Oikos* **52** : 3–18.
- STRONG, D. R., J. H. LAWTON and T. R. E. SOUTHWOOD (1984) *Insects on Plants : Community Patterns and Mechanisms*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- TAKEDA, H. (1987) Dynamics and maintenance of collembolan community structure in a forest soil system. *Res. Popul. Ecol.* **29** : 291–346.
- TASHITA, M. (1996) Diversity of butterfly communities in the sites with different Embankment Works. In "*Decline and Conservation of Butterflies in Japan IV*" (TANAKA, B. and Y. ARITA, eds.), pp. 119–139, The Lepidopterological Society of Japan, Osaka (in Japanese with English summary).
- UNNO, K. and J. AOYAMA (1981) *The Butterflies of Japan*. Shougakkan, Tokyo (in Japanese).
- WALOFF, N. and P. THOMPSON (1980) Census data of populations of some leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera) of acid grassland. *J. Anim. Ecol.* **49** : 395–416.
- WARREN, M. S. (1992) Butterfly populations. In "*The Ecology of Butterflies in Britain*" (DENNIS, R. L. H., ed.), pp. 73–92, Oxford Science Publications, Oxford.
- WATANABE, M. (1990) Research in monitoring the abundance of butterflies in Nenba, Ashiwada Village, Yamanashi Pref., central Japan. *The Insects of Yamanashi* (Journal of the Insect Society of Yamanashi) **33** : 865–873 (in Japanese).
- WIENS, J. A. (1984) On understanding a non-equilibrium world : myth and reality in community patterns and processes. In "*Ecological Communities : Conceptual Issues and the Evidence*" (STRONG, D. R., D. SIMBERLOFF, L. G. ABELE and A. B. THISTLE, eds.), pp. 440–457, Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.
- WILLIAMSON, M. H. (1981) *Island Populations*. Oxford University Press, Oxford.
- WILLIAMSON, M. H. (1987) Are communities ever stable? In "*Colonization, Succession and Stability*" (GRAY, A. J., M. J. CRAWLEY and P. J. EDWARDS, eds.), pp. 353–371, Blackwell Scientific publications, Oxford.
- YAMAMOTO, M. (1988) On the research method for butterfly assemblages. *Spec. Bull. Lep. Soc. Jap.* **6** : 191–210 (in Japanese with English summary).
- YAMAMOTO, M. (1996) Ten year change of butterfly fauna observed in and near Ryugasaki. *Contributions in Celebration of the 30th Anniversary of Ryutsu-Keizai University*, pp. 447–491. Ryutsu-Keizai University Press, Ryugasaki, Ibaraki (in Japanese with English summary).
- YATA, O. (1993) The conservation of butterflies: the role of monitoring. In "*Nature Conservation and the Role of Entomologists IV*" (ISHII, M., ed.), pp. 17–22, Proceedings of the 53th annual meeting session of the Entomological Society of Japan, Matsuyama (in Japanese).

Temporal Predictability of a Local Butterfly Community

Appendix. The list of butterfly species analyzed in the present study, and their April-June abundances and rank orders (1 = most abundant species) in the years 1985 to 1989. The original data were collected through intensive transect counts during the period, and published by M. WATANABE (1990)

Species	Species April-June abundance and rank order ¹⁾										Mean April-June abundance ²⁾	Number of years observed
	1985		1986		1987		1988		1989			
Hesperiidae												
<i>Erynnis montanus</i>	3.3	8	1.0	14	2.0	13	6.0	8	0		3.08	4
<i>Daimio tethys</i>	3.0	9	1.0	14	1.0	19	2.0	12	3.0	7	2.00	5
<i>Choaspes benjaminii</i>	1.0	18	0		0		0		0		1.00	1
<i>Leptalina unicolor</i>	2.5	12	1.0	14	13.5	4	0		5.0	5	5.50	4
<i>Ochlodes venatus</i>	0		0		7.0	7	1.0	18	2.0	11	3.33	3
<i>Thoressa varia</i>	0		0				1.0	18	0		1.00	1
<i>Parnara guttata</i>	1.0	18	0		0		0		0		1.00	1
Papilionidae												
<i>Parnassius glacialis</i>	47.0	1	45.5	1	22.0	3	40.0	1	12.5	3	33.40	5
<i>Papilio xuthus</i>	0		1.0	14	0		0		0		1.00	1
<i>Papilio macilentus</i>	1.0	18	0		1.0	19	0		0		1.00	2
<i>Papilio bianor</i>	1.3	16	1.0	14	2.5	11	1.0	18	0		1.45	4
<i>Papilio maackii</i>	0		1.0	14	0		0		0		1.00	1
Pieridae												
<i>Eurema hecabe</i>	1.0	18	0		0		0		0		1.00	1
<i>Gonepteryx rhamni</i>	2.0	13	4.3	4	6.0	8	13.0	4	2.5	9	5.56	5
<i>Gonepteryx aspasia</i>	1.0	18	0		0		0		0		1.00	1
<i>Colias erate</i>	4.0	5	8.5	3	27.0	2	33.0	2	34.3	1	21.36	5
<i>Anthocharis scolymus</i>	3.8	6	2.0	10	2.0	13	7.5	6	1.5	13	3.36	5
<i>Pieris rapae</i>	1.3	16	2.5	9	2.0	13	2.0	12	0		1.95	4
<i>Pieris (melete or napi) sp.</i>	4.4	4	11.7	2	27.5	1	24.0	3	18.3	2	17.18	5
Lycaenidae												
<i>Rapala arata</i>	3.0	9	0		0		0		0		3.00	1
<i>Callophrys ferrea</i>	1.0	18	4.0	5	1.0	19	1.0	18	0		1.75	4
<i>Lycaena phlaeas</i>	4.8	3	1.5	13	2.5	11	3.0	11	2.5	9	2.86	5
<i>Celastrina argiolus</i>	2.0	13	0		0		2.0	12	0		2.00	2
<i>Everes argiades</i>	3.4	7	3.3	7	2.0	13	5.5	9	1.0	14	3.04	5
<i>Plebejus argus</i>	0		0		11.0	6	9.0	5	0		10.00	2
<i>Lycaeides subsolanus</i>	0		0		4.5	9	4.0	10	4.0	6	4.17	3
Nymphalidae												
<i>Brenthis daphne</i>	0		0		12.0	5	2.0	12	0		7.00	2
<i>Nephargynnis anadyomene</i>	2.0	13	2.0	10	1.0	19	0		2.0	11	1.75	4
<i>Limenitis camilla</i>	0		0		0		2.0	12	0		2.00	1
<i>Neptis sappho</i>	2.8	11	3.3	7	3.5	10	2.0	12	3.0	7	2.92	5
<i>Neptis philyra</i>	0		0		2.0	13	0		0		2.00	1
<i>Araschnia burejana</i>	0		0		1.0	19	0		0		1.00	1
<i>Polygonia c-aureum</i>	0		1.0	14	0		1.0	18	0		1.00	2
<i>Kaniska canace</i>	0		0		1.0	19	0		0		1.00	1
<i>Nymphalis xanthomelas</i>	0		0		1.0	19	0		0		1.00	1
<i>Inachis io</i>	1.0	18	4.0	5	0		1.0	18	0		2.00	3
<i>Cynthia cardui</i>	1.0	18	0		1.0	19	0		0		1.00	2
Satyridae												
<i>Ypthima argus</i>	5.0	2	2.0	10	2.0	13	7.0	7	9.5	4	5.10	5
Total population abundance	103.6		101.6		159.0		170.0		101.1			
Number of species	25		20		26		23		14			

1) The species not recorded in a given year were included in the calculation of *W* (KENDALL's coefficient of concordance) as tied maximum ranks within the year.

2) counting only years in which the species occurred.

ピレスロイド系殺虫成分を含有する液体式電気蚊取用水性 リキッドのアカイエカ成虫に対する殺虫効力¹⁾

南手 良裕・浅井 洋・神崎 務・勝田 純郎

(大日本除虫菊(株) 中央研究所)

(受領: 1997年7月9日; 受理: 1997年9月10日)

Insecticidal Activity of Water-based Liquid Formulations Containing a Pyrethroid Insecticide for Mosquito Killer Devices against Mosquitoes.
Yoshihiro MINAMITE, Hiroshi ASAI, Tsutomu KANZAKI and Yoshio KATSUDA
(Research Laboratory, Dainihon Jochugiku Co. Ltd., Toyonaka, Osaka 561, Japan) *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* (1997).

Water-based liquid formulations for mosquito killer devices, comprising a pyrethroid insecticide (*dl*, *d*-T80-allethrin or *d*-T80-furamethrin), a surface active agent, and deionized water were prepared for testing their vaporizing performance and insecticidal activities. Requirements for surface active agents applicable to water-based liquid formulations were as follows: ① solubilizes the insecticidal component, ② has vaporizing property, ③ vaporizes maintaining fixed composition ratios among 3 components. After testing, diethyleneglycol monobutyl ether (hereafter DB) was selected as a favorable agent. In contrast that a kerosene-based oily liquid is categorized into "Flammable liquid" under the Fire Services Act, a water-based liquid containing DB is free from danger of flammability. Analysis of the amounts of vaporized liquid solution and insecticidal component when used in a commercial mosquito killer device, showed stable vaporization over a long period of time. Furthermore, the knock-down activity of a water-based liquid against mosquito adults, *Culex pipiens pallens* COQUILLETT, was found to be superior to that of an oily liquid.

Key Words: Water-based liquid, Surface active agent, Diethyleneglycol monobutyl ether, Pyrethroid insecticide

1) 本論文の内容の一部は本学会第7回年次大会で発表した。

ピレスロイド系殺虫成分 (*dl*, *d*-T80-アレスリン, *d*-T80-フラメトリン), 界面活性剤および精製水からなる液体式電気蚊取用水性リキッドを調製し, その蒸散性能ならびに殺虫効力を検討した。水性リキッドに適用できる界面活性剤の条件としては, ① 殺虫成分を可溶化できること, ② 加熱蒸散性を有すること, ③ 殺虫成分, 界面活性剤および水の3成分が一定の比率を保って揮散することが要求され, それらを満足させるものとしてジエチレングリコールモノブチルエーテル (DB) を選択した。ケロシンをベースとする油性リキッドが消防法上の危険物に該当するのに対し, このDBを含む水性リキッドは引火性の危険性がなく, また市販の加熱くん蒸殺虫器に装填して使用した時の薬液ならびに殺虫成分の揮散量も長時間にわたり安定したものであった。さらに, 水性リキッドのアカイエカ, *Culex pipiens pallens* COQUILLETT 成虫に対する KT_{50} 値は油性リキッドのそれに比べて小さく, 水性リキッドがより速効的であることが認められた。

緒 言

蚊の成虫駆除用殺虫剤としては, 蚊取線香, 電気蚊取が代表的で, いずれも夏の必需品として親しまれている。蚊取線香は, その煙が殺虫成分のキャリアーとして働き拡散力にすぐれるため, 開放的な場所でも高い殺虫効力を発揮する (勝田, 1976)。一方, 電気蚊取にはマット式と液体式 (リキッドタイプ) があり, 煙を伴わないのでマンション等の密閉家屋で普及している。液体式電気蚊取は, 殺虫成分を含む薬液中に吸液芯を浸漬し, 芯上部を加熱して殺虫成分を揮散させるもので, 1965年頃初めて市販された。しかし, この当時電気蚊取用の発熱体として用いられた巻線抵抗体は負特性を有し, 電圧の変動や環境温度の変化で一定の発熱体温度を保持することができない欠点があった。このため, 電気蚊取は1日1枚使用するマット式が主流になった。その後, 電圧や環境温度に左右されないPTC (正特性サーミスタ) 発熱体が開発されて安定した温度コントロールが可能となり, また, 殺虫成分においても, アレスリンと同様に蒸気圧が高く揮散性にすぐれ, かつ殺虫力の高いフラメトリン (KATSUDA *et al.*, 1969) やブラレトリン (KATSUDA, 1971; MATSUO *et al.*, 1980) の開発により, 液体式電気蚊取は1985年頃から再び市場に登場するようになった。

液体式電気蚊取の薬液の処方としては, 従来殺虫成分をケロシン等に溶かした油性リキッドが使われていたが, 引火性が高い等, 火気に対する危険性が免れ得なかった。この引火性の問題を解決する手段として, 例えば防疫用散布剤の分野では, 水を溶剤に用いたフェノトリン水性乳剤やペルメトリン水性乳剤 (勝田, 1987) が実用化さ

れているが, これらは散布機や噴霧機を用いて散布する製剤で液体式電気蚊取には使用できない。すなわち, フェノトリン水性乳剤やペルメトリン水性乳剤に配合される界面活性剤は一般に農薬の乳剤に使用される非揮散性の高分子のものが多く, これを液体式電気蚊取に適用した場合薬液ボトル中に揮散せずに残り, 薬液のバランスがくずれるためである (勝田・南手, 1991)。著者らは, 液体式電気蚊取に適した界面活性剤を選択し, これにピレスロイド系殺虫成分 (*dl*, *d*-T80-アレスリン, *d*-T80-フラメトリン) と精製水を加えて液体式電気蚊取用水性リキッドを世界で初めて開発するとともに, その蒸散性能とアカイエカ, *Culex pipiens pallens* COQUILLETT 成虫に対する殺虫効力を調べたのでここに報告する。

材料と方法

1. 供試リキッドの組成

ピレスロイド系殺虫成分として *dl*, *d*-T80-アレスリンおよび *d*-T80-フラメトリン, また界面活性剤としてジエチレングリコールモノブチルエーテル (以降, DB と称す) を用いて表1に示す組成の液体式電気蚊取用水性リキッド (以降, 水性リキッドと称す) ならびに油性リキッドを調製した。なお, 界面活性剤の選定にあたっては, 表2の操作条件でガスクロマトグラフィ分析を行い, その蒸散性能を調べた。

2. 水性リキッドの蒸散試験

水性リキッド (成分; *d*-T80-フラメトリン 1.3% W/V, DB 50.0% W/V, 比重: 0.992/20℃) 45g を約50ml容量のプラスチックボトルに充填し, 吸液芯を取り付けた後, 所定の加熱くん蒸殺虫器 (リング状放熱

表1 供試リキッドの組成

液 性	殺虫成分（％ W/V）		その他の成分（％ W/V）		備 考
水 性	<i>dl</i> , <i>d</i> -T80-アレスリン	2.6	界面活性剤 A＊ 精製水	50.0 残	30日用
	<i>d</i> -T80-フラメトリン	1.3	界面活性剤 A＊ 精製水	50.0 残	60日用
	<i>d</i> -T80-フラメトリン	1.3	界面活性剤 A＊ 精製水	70.0 残	60日用
油 性	<i>dl</i> , <i>d</i> -T80-アレスリン	2.6	ケロシン	残	30日用
	<i>d</i> -T80-フラメトリン	1.3	ケロシン	残	60日用

* 界面活性剤A : ジエチレングリコールモノブチルエーテル。

表2 界面活性剤蒸散試験のガスクロマトグラフィ操作条件

機 種	島津製作所 Shimadzu GC-14 A (FID)
カ ラ ム	5 % Methyl Silicone Polymer (SE-30) φ 3 mm, 長さ 1 m
カラム温度	100℃ (10分間維持) 100~260℃ (3℃/分で昇温) 260℃ (30分間維持)
検出器温度	300℃

板; 130℃) に装填した。通電時間は1回あたり12時間とし、これを1日分として間欠的に60日分繰り返した。経日的な薬液揮散量(a)は、通電開始前と12時間通電後の薬液込みのボトル重量を測定し、その差で求めた。一方、*d*-T80-フラメトリンならびにDBの空中揮散量は、シリカゲル(メルク社製No. 7734, 70~230メッシュ) 6g及び脱脂綿1gを充填したガラス管に毎分1ℓの割合で空気を1時間(所定日の3時間目~4時間目)吸引後、シリカゲル等に捕集された揮散成分をアセトンで溶出し、表3の操作条件でガスクロマトグラフィにより求

めた。なお、揮散成分の分析試験では、1時間あたりの薬液揮散量(b)を前述の方法に準じて測定し、この薬液揮散量(b)から算出される*d*-T80-フラメトリンならびにDBの理論揮散量に対するそれぞれ分析値の比率も記録した。いずれの試験も5連反復で行った。

3. リキッドの殺虫効力試験

(1) 供試リキッド

表1に示す5種類のリキッドを用いた。30日用リキッドは使用15日目に、一方60日用リキッドについては使用30日目に供試した。

(2) 供試昆虫

1965年大阪府豊中市庄内地区の下水溝から採取し、当中央研究所で累代飼育中の大日本系アカイエカ *Culex pipiens pallens* COQUILLETTを用いた。なお、試験には羽化後3~5日目の雌成虫を供した。

(3) 試験方法(通気装置法)

内径20cm、高さ43cmのプラスチック製円筒を2段に重ね、その上に12メッシュの金網で上下を仕切った内径20cm、高さ20cmの円筒(供試昆虫を入れる場所)を載せ、

表3 揮散成分分析のガスクロマトグラフィ操作条件

	<i>d</i> -T80-フラメトリン	DB
機 種	島津製作所 Shimadzu GC-14 A (FID)	
カ ラ ム	5 % Cyanoethyl Methyl Silicone Polymer (XE-60) φ 3 mm, 長さ 1 m	10 % Free Fatty Acid Polyester (FFAP) φ 3 mm, 長さ 1.5 m
カラム温度	170℃	180℃
検出器温度	250℃	250℃

さらにその上に同型の円筒を載せた。この4段重ねの円筒を、中央に5 cmの円孔を有する台付き円板上に置いた。この円孔の上に供試リキッドを装填した加熱くん蒸殺虫器（リング状放熱板；130℃）を置いて通電を開始させ、上部円筒に供試昆虫約20匹を放った。時間の経過に伴う仰転虫数を観察するとともに、暴露20分後に全供試昆虫を清潔なポリエチレン製容器に移した。3%砂糖水を与えて26±2℃の恒温室に保存し、24時間後に致死率を調べた。実験は3回繰り返し、得られた時間-仰転虫率からKT₅₀値を求めた。

4. エアゾールの殺虫効力試験

(1) 供試エアゾール

供試エアゾールの種類と組成は表4に示すとおりである。

(2) 供試昆虫

表4 供試エアゾールの組成

液性	配合成分	
水性	原液 d-T80-フタルスリン	0.5 g
	d-T80-レスメトリン	0.05 g
	界面活性剤	1.2 g
	(モノラウリン酸ソルビタン)	
	水	残量
		120 ml
	噴射ガス (LPG)	180 ml
油性	原液 d-T80-フタルスリン	0.5 g
	d-T80-レスメトリン	0.05 g
	ケロシン	残量
		120 ml
	噴射ガス (LPG)	180 ml

当中央研究所で累代飼育中の感受性系統のイエバエ成虫 *Musca domestica vicina* MACQUARTで、羽化後3日目のものを用いた。

(3) 試験方法（ガラスチャンバー法）

60cm立方（0.216m³）のガラスチャンバーに供試虫（1群約25匹の雌成虫）を放った後、供試エアゾールを1秒間噴霧し、時間の経過に伴う仰転虫数を記録した。10分後にポリエチレン製容器に移し、3%砂糖水を餌として与えて26±2℃の恒温室に保存し、24時間後に致死率を調べた。実験は3回繰り返し行い、KT₅₀値を求めた。

結果と考察

1. 界面活性剤の選定

水性リキッドに適用できる界面活性剤の条件としては、① 殺虫成分を可溶化できること（乳化タイプは液相の分離を招く恐れがあるので好ましくない）、② 加熱蒸散性を有すること、③ 殺虫成分、界面活性剤および水の3成分が一定の比率を保って揮散することが要求される。一般に、農薬や防疫用殺虫剤の乳剤に使用される分子量の大きい界面活性剤は、非揮散性で水性リキッドに適さない。まず、殺虫成分の可溶化能の点からポリエチレングリコールモノアルキルエーテル系界面活性剤を選択し、次にガスクロマトグラフィ分析により界面活性剤の加熱蒸散性を調べた。カラム充填剤としては、試料の蒸気圧を一般的に反映するといわれているメチルシリコンポリマーを用いた。図1は、表2の条件で操作した時のガスクロマトグラムを示す。殺虫成分の d-T80-フラメトリンのピークが約35分、dl, d-T80-アレスリンのピークが約40分に現れるように調整した時、例えばDBの保持時間は約5分で、農薬や防疫用殺虫剤の乳剤に通常使用される界面活性剤は50分以上であった。なお、この条件では水のピークは出現しないが、TCD検出器でのチャートを複合すると点線のピークに相当する。可溶化能等も考慮して最終的にDBを選定した。DB, d-T80-フラメトリンおよび dl, d-T80-アレスリンの蒸気圧は、それぞれ 2.99 Pa [20℃]（国立衛生試験所化学物質情報部, 1994）、 2.8×10^{-2} Pa [30℃] および 1.6×10^{-2} Pa [30℃]（The Japan Liaison Council of

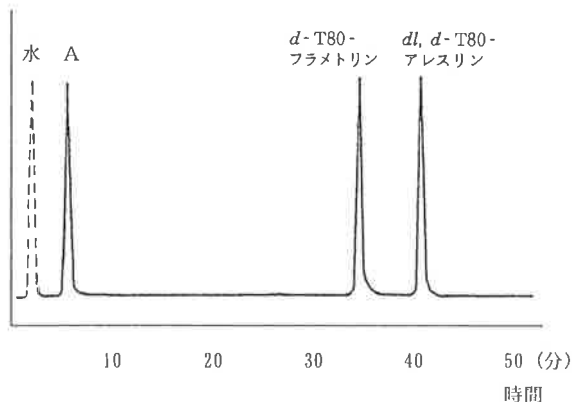


図1 界面活性剤のガスクロマトグラム

A: ジエチレングリコールモノブチルエーテル (DB)。

Agricultural Technical Products, 1980) である。

2. 水性リキッドの蒸散試験

d-T80-フラメトリンを殺虫成分とする60日用水性リキッドについて実施した蒸散試験の結果を表5に示す。試験開始5日目、30日目及び55日目の薬液揮散量は、やや漸減傾向を示すもののほぼ安定しており、一方、*d*-T80-フラメトリンならびにDBの空中揮散量も使用期間を通じて大きな変動はなかった。したがって、本水性リキッドは、殺虫成分、界面活性剤および水の3成分がほぼ一定の比率を保って蒸散し、使用期間中安定した殺虫効力を持続することが明らかとなった。

3. 水性リキッドの殺虫効力試験

表6に示すように、*dl*, *d*-T80-アレスリンを殺虫成分とする30日用リキッド、*d*-T80-フラメトリンを含有

する60日用リキッドとも、アカイエカ成虫に対する KT_{50} 値は、水性リキッドの方が油性リキッドに比べて小さく、0.7~0.8倍であった。この傾向はDB配合量(50% W/Vまたは70% W/V)にかかわらず同様に、水性リキッドの方がより速効的であることが認められた。なお、致死率については、本試験方法では水性リキッドと油性リキッド間に明確な差異は観察されなかった。

4. エアゾール製剤の殺虫効力試験

エアゾール製剤の殺虫効力試験は、アカイエカ成虫では水性処方、油性処方とも非常に速効的であったため、イエバエ成虫を用いて行った。その噴霧試験の結果、表7に示すとおり、油性処方の KT_{50} 値が水性処方のそれより小さく、殺虫効力の発現傾向は加熱蒸散方式の場合と異なった。鈴木ら(1968)も「噴霧降下法によると、

表5 水性リキッドの蒸散試験結果

試験項目		5日目	30日目	55日目
薬液揮散量(a) (g/12時間)		0.84 〔0.82~0.87〕*	0.76 〔0.73~0.78〕*	0.72 〔0.70~0.74〕*
	薬液揮散量(b)	70.5 〔68.8~72.3〕*	63.9 〔62.0~65.7〕*	60.5 〔58.2~62.7〕*
空中揮散量 (mg/時間)	<i>d</i> -T80-フラメトリン	0.89 〔0.87~0.91〕* (97.1)**	0.83 〔0.81~0.85〕* (100.0)**	0.81 〔0.78~0.84〕* (103.1)**
	DB	35.5 〔34.5~36.4〕* (100.6)**	33.7 〔32.7~34.8〕* (105.6)**	29.6 〔28.4~30.9〕* (98.0)**

* 5連の平均値の95%信頼限界。

** 薬液揮散量(b)から算出した理論揮散量に対する比率。

表6 水性リキッドのアカイエカ成虫に対する殺虫効力

試料				ノックダウン活性		致死率(%)
				KT_{50} (分)	95%信頼限界	
30日用	水性	<i>dl</i> , <i>d</i> -T80-アレスリン (2.6% W/V)		2.8	2.6~3.0	100
	油性	〃		3.6	3.5~3.8	97
60日用	水性	<i>d</i> -T80-フラメトリン (1.3% W/V)		2.5	2.4~2.6	100
	DB	(50% W/V)				
	水性	<i>d</i> -T80-フラメトリン (1.3% W/V)		2.5	2.4~2.6	100
	DB	(70% W/V)				
	油性	<i>d</i> -T80-フラメトリン (1.3% W/V)		3.3	3.2~3.5	100

表7 水性エアゾールのイエバエ成虫に対する殺虫効力

試 料	ノックダウン活性		致死率 (%)
	KT ₅₀ (秒)	95%信頼限界	
水性エアゾール	57	53~62	100
油性エアゾール	35	32~38	100

ピレトリンとピペロニルブトキサイドを含有するウォーターベースのエアゾールのイエバエ成虫に対する効力は、油性のエアゾールの効力に比べ著しく低く評価される」と報告している。加熱蒸散方式とエアゾール方式で水性処方の評価が逆になる理由として、十分な解析はできなかったが、前者がガス状態で虫の体表から取り込まれ、一方後者の場合ガス体より粒子径の大きい噴霧粒子が体表に付着することも関与している可能性がある。すなわち、加熱蒸散方式において、殺虫成分、界面活性剤および水の混合蒸気の方が、ケロシン溶剤の蒸気に比べ、虫の体表からの浸透効率と浸透速度の点で有利なのに対し、薬液の噴霧粒子が体表に付着するエアゾール方式では、ケロシンベースの方が体表からの浸透に有効なためと推測される。

5. 加熱蒸散方式における結論

以上の結果から、ピレスロイド系殺虫成分と、界面活性剤としてDBを含有する水性リキッドは、加熱蒸散方式において以下の特長、①引火性がなく、火気に対する安全性が高いこと（消防法上の非危険物に該当）、②油性リキッドに比べてすぐれた速効性を有し、実用的な製剤といえる。

引用文献

- 勝田純郎 (1976) 医薬部外品としての殺虫剤. フレグランスジャーナル 19 (4): 49-51.
- 勝田純郎 (1987) 水性ピレスロイド系殺虫組成物及びその散布方法. 日本公開特許公報: 昭 63-267704号.
- 勝田純郎・南手良裕 (1991) 加熱蒸散用水性殺虫剤ならびに殺虫方法. 日本公開特許公報: 平 3-7207 号.
- KATSUDA, Y. (1971) Novel Chrysanthemate Esters. *Proceedings of the Second International Congress of Pesticide Chemistry*, pp 443-453.
- KATSUDA, Y., T. CHIKAMOTO, H. OGAMI, H. HIROBE and T. KUNISHIGE (1969) Novel Insecticidal Chrysanthemic Esters. *Agr. Biol. Chem.* 33: 1361-1362.
- 国立衛生試験所化学物質情報部 (1994) 国際化学物質安全性カード. pp. 323, 化学工業日報社, 東京.
- MATSUO, T., T. NISHIOKA, M. HIRANO, Y. SUZUKI, K. TSUSHIMA, N. ITAYA and H. YOSHIOKA (1980) Recent Topics in the Chemistry of Synthetic Pyrethroids Containing Certain Secondary Alcohol Moieties. *Pestic. Sci.* 11: 202-218.
- 鈴木 猛・関 盛介・水谷 澄 (1968) エアゾール型殺虫剤の研究 第1報 数種の試験法による効力評価. 防疫殺虫剤協会, 殺虫剤効力試験法論文集, pp. 53-56.
- The Japan Liaison Council of Agricultural Technical Products (1980) *Short Review of Insecticides*, 1st edition. pp. 147-149, Zenkoku Noson Kyoiku Kyokai Publishing Co., Ltd, Tokyo.

チョウ類群集による大阪市近郊住宅地の環境評価

吉田 宗弘

関西医科大学公衆衛生学教室

(受領: 1997年7月9日; 受理: 1997年9月19日)

Evaluation of Environment by Butterfly Communities in Residential Suburbs near Osaka City. Munehiro YOSHIDA (Department of Public Health, Kansai Medical University, Moriguchi, Osaka 570, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 8: 198-207 (1997)

Butterfly communities were monitored by a transect-count method at 3 areas near Osaka City from May to October, 1996. Five families, 8 species and 152 individuals in Owada, a highly urbanized area located between Neyagawa and Moriguchi Cities; 6 families, 14 species and 431 individuals in Makino, a typical residential suburb located in Hirakata City; and 6 families, 23 species and 274 individuals in Nagaodai, a new residential suburb located at a hill area in Hirakata City. Species commonly observed in all the areas were *Pseudozizeeria maha*, *Pieris rapae*, *Papilio xuthus*, *Graphium sarpedon*, *Parnara guttata*, *Argyreus hyperbius* and *Eurema hecabe*; these 7 species occupied the 1st to 7th in a ranking of the individual numbers and 99.3, 96.8 and 82.5% of the butterflies in Owada, Makino and Nagaodai, respectively. A high similarity was observed among butterfly communities of the 3 areas. Several diversity indices were the highest in Nagaodai, but difference in the diversity was not clear between Owada and Makino. EI-index proposed by SUNOSE and species richness could distinguish the 3 areas separately and EI-index estimated Owada, Makino and Nagaodai as a suburban to urban stage, a typical residential suburb and a rural-suburban stage, respectively.

Key Words: Butterfly community, Residential suburb, Diversity index, EI-index, Osaka

1996年5月から10月に、大阪市近郊3地域において、トランセクト法によるチョウ類調査を行った。住宅の密集した寝屋川市大和田で5科8種152個体、典型的な都市近郊住宅地の枚方市牧野で6科14種431個体、丘陵にある新興住宅地の枚方市長尾台で6科23種274個

体のチョウ類を確認した。3ルートの共通種は、ヤマトシジミ、モンシロチョウ、ナミアゲハ、アオスジアゲハ、イチモンジセセリ、ツマグロヒョウモン、キチョウであり、チョウ類群集での占有率は大和田99.3%, 牧野96.8%, 長尾台82.5%であった。各ルートのチョウ類群集間には高い類似性が認められた。5つの多様度指数はいずれも長尾台がもっとも大きく、牧野と大和田の差は小さかった。果瀬によるEI指数は3ルートを明確に峻別し、大和田を近郊住宅地と都市中央部の境界、牧野を典型的な住宅地域、長尾台を農村から住宅地へ変貌しつつある地域と判定した。

緒言

都市の生物環境は、都市環境を構成し、都市のアメニティに大きな影響を与える重要な要素である。しかし生物環境は、照度、騒音、大気汚染など比較的容易に機器測定が可能な物理・化学的な環境要素とは異なり、緑被率など一部を除いて数値化が困難であるため、都市環境の評価において取り上げられることが少なかった。しかし、近年、ある地域に生息する生物群集は、その地域の環境を総合的に反映した存在であるという認識のもとに、一定地域内の環境を、その地域に生息する生物群集を解析することにより評価することが試みられている。なかでもチョウ類は、目撃による同定が可能、生態学的知見が蓄積されているなどの理由で、環境指標の1つとしての地位を築きつつあり(石井, 1993; 矢田, 1996)、様々な手法が利用・提唱されている(田中, 1988; 果瀬, 1993; 中村・豊嶋, 1995; 今井, 1995; 今井・夏原, 1996; 夏原, 1996b; 田下・市村, 1997)。

大阪市付近の緑地におけるチョウ類群集に関しては、すでに石井ら(1991)、および今井・夏原(1996)、今井ら(1996)をはじめとする多くの調査が実施されており、貴重な知見が集積している。しかし、都市の環境をチョウ類群集を用いて評価し、都市化の進行を判定する場合には、緑地以外の住宅地や道路を含めた一般環境における調査が必要と考える。本論文においては、大阪市近郊の住宅地3ヶ所において実施したチョウ類のトランセクト調査の結果をもとに、都市の自然度の評価を行い、あわせて都市近郊の住宅地域のチョウの種構成について検討する。

調査地と方法

1. 調査地の概要と調査ルート

調査地域は、大阪市の北東部約10~20kmの範囲に位置

する、寝屋川市大和田地区(以下、大和田)、枚方市牧野地区(以下、牧野)、枚方市長尾台地区(以下、長尾台)の3ヶ所である。各調査地の位置関係と各調査ルート付近の地形図を図1、図2に示した。各地区と調査ルートの概要を次に記す。

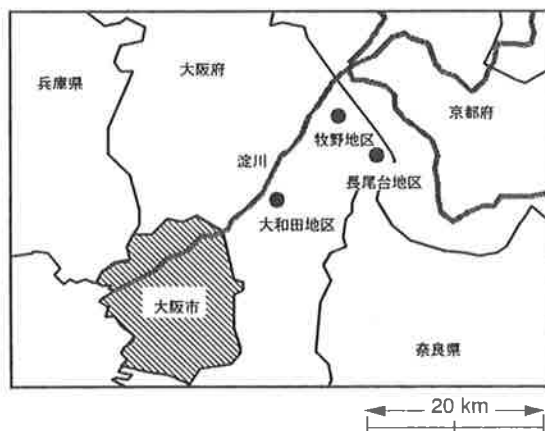


図1 調査地の位置関係図

大和田: 大阪市から北東約10kmに位置し、行政区上は寝屋川市と守口市にまたがる京阪電鉄沿いの住宅密集地である。まとまった緑地や樹木帯としては、団地の庭にある花壇、一般道路に街路樹として植えられた約30本のサクラ類の並木、および大阪国際女子大学構内にある面積約600㎡の樹木帯とクスノキ並木がある。クスノキは大学構内以外にも大木が散見される。各住宅は一戸あたりの面積が小さく、庭はあっても小規模で樹木は低木が散見される程度である。また玄関先に鉢植えの草花、観葉植物、柑橘類を置く家庭が多い。公園なども規模の小さな面積500㎡以下の児童公園しかない。農地はごくまれに認められ、玄関先のわずかな土地に野菜類を育てる

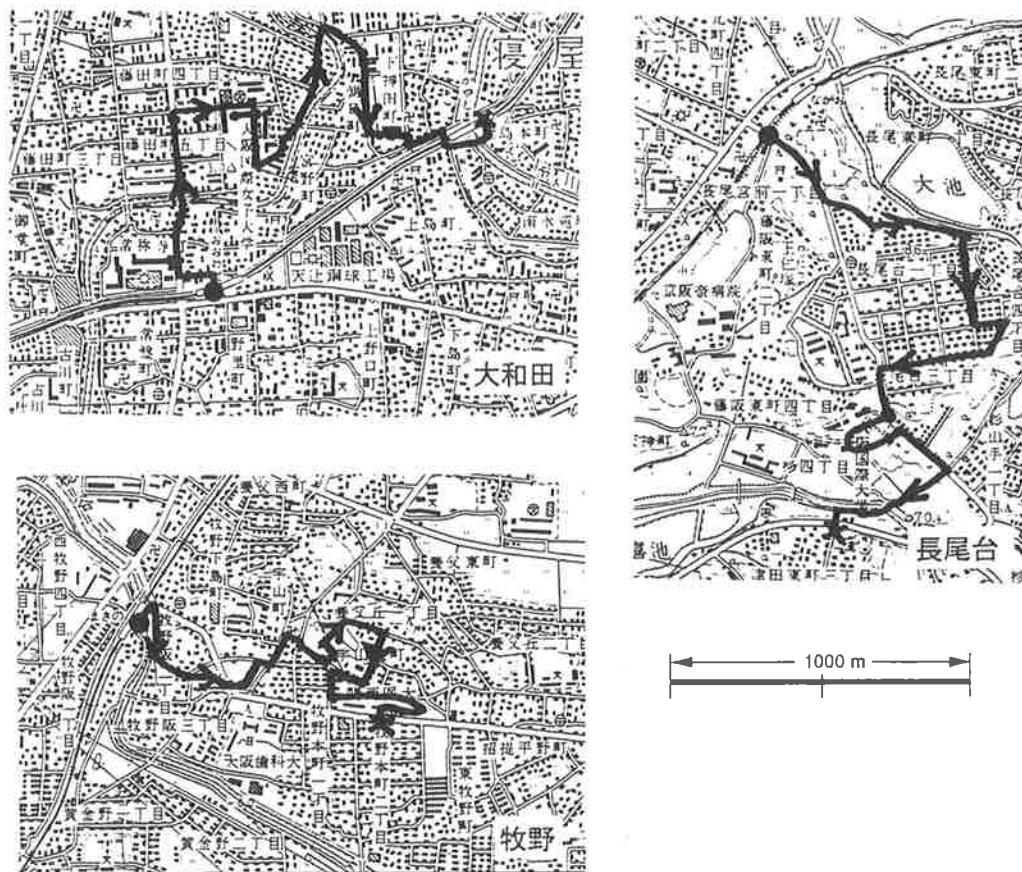


図2 調査ルート付近の地形図

原図は、いずれも国土地理院発行2万5千分の1地形図（大和田，大阪東北部；牧野，淀；長尾台，枚方）より引用した。●が起点，×が終点を示す。

家庭もある。調査ルートは、京阪大和田駅を起点として、団地、サクラ並木、大阪国際女子大学構内（約250m）、および住宅地を通過し、京阪萱島駅にいたる距離約2.2 kmである。

牧野：大阪市から北東約20km、淀川まで約1 kmに位置する典型的な都市近郊住宅地である。京阪牧野駅前には穂谷川が流れ、サクラ類、ツツジ類、サツキ、ケヤキ、クチナシなどが植栽された面積1.1 haの近隣公園である牧野公園、大阪歯科大学、関西医科大学構内など、比較的緑に被われた区域がある。各住宅の規模は大和田地区よりも大きく、ほとんどが庭つきである。住宅の間に、わずかではあるが、空き地、藪、農地も認められる。調査ルートは、京阪牧野駅を起点として、穂谷川沿いの道路、住宅地、牧野公園、藪・農地沿いの道路、児童公園、

住宅地を通過して、関西医科大学構内を半周（約360m）する距離約1.8 kmである。

長尾台：大阪市から東北東約20km、牧野地区から南東約7 kmにあり、関西学術研究都市が建設されている京阪奈丘陵の北端に位置する、近年に開発された住宅地である。農地や樹木の繁った丘陵も数多く残っており、里山的環境も近くに認められる。また大阪国際大学が設置されており、構内には多くの樹木や草花が植栽されている。各住宅の規模は3ヶ所中でもっとも大きくて庭も広く、1戸あたり200 m²以上の敷地のものが多い。神社や寺院もいくつかあり、その境内にはクスノキ、ツバキ、アラカンなどの常緑広葉樹が多い。穂谷川と船橋川が流れ、ため池も多い。調査ルートは、JR片町線長尾駅近くの踏切を起点として、寺院沿いの道路、船橋川沿いの道路、

住宅地を通過し、大阪国際大学構内を半周（約400m）したのち、農地、および穂谷川沿いの道路を通過して、京阪バス国際ゴルフ場前停留所にいたる距離約2.0kmである。

各調査ルートを、住宅地内道路、寺社沿い道路、児童公園、大学構内、河川沿い道路、農地沿い道路に分類し、その構成比率を表1にまとめた。大和田は全ルートの80%以上が住宅地内道路、牧野は住宅地内道路が約40%で公園の割合が比較的高い、長尾台は住宅地内道路は牧野同様に約40%であるが農地、河川、寺社沿い道路の割合が高いというのが特徴である。

表1には各調査地区の緑地割合も示した。これらの数

表1. 調査地の概要

	大和田	牧野	長尾台
調査ルートの距離 (km)	2.2	1.8	2.0
調査ルートの構成 (%)			
住宅地内道路	88.0	42.8	37.1
児童公園	—	21.9	—
大学構内	12.0	20.6	20.6
寺社沿い道路	—	3.8	17.8
河川沿い道路	—	7.4	14.7
農地沿い道路	—	3.5	10.4
調査地の緑地比率 ¹⁾ (%)			
山地・丘陵・樹木帯	1.0	1.9	46.4
草地・耕作地	6.3	12.1	5.1

¹⁾ 調査ルート内に存在する各大学構内を中心とする半径3kmの円内区域の緑地比率を算定した。

値は、1995年8月4日のランドサット衛星データをもとにパーソナルコンピュータを用いて算定したものであり（吉田, 1997）、各調査地区の緑地割合を各調査ルートの途中に位置する大阪国際女子大学、関西医科大学、大阪国際大学をそれぞれ中心とする半径3kmの円内区域の樹木帯率と草地率として表わしている。樹木帯率と草地率を合わせた比率、すなわち緑地率は、大和田が7.3%、牧野が14.0%、長尾台が51.5%であった。

2. 調査方法

1996年5月9日～10月30日の期間に、前記の3ヶ所の調査ルートにおいて、原則として各ルート月2回（大和田と牧野は10月に3回実施）、合計12回（大和田と牧野は13回）、チョウ類の目撃調査を行った。調査はトランセクト法とし、晴れ、またはうす曇りの日の午前9時～

午後3時の間に、各ルートを30～60分かけて歩きながら目撃したチョウの種類と個体数を記録した。本調査では、センサスの幅について厳密な設定は行わず、ルートの方、左右、上方を広く見渡し、できる限り多くの個体を重複せずに記録するようにつとめた。また目撃だけで同定不可能な個体については採集して確認した。

3. データの解析

1) 生息密度の算出：得られた目撃個体数を集計し、ルート別に総個体数と種数、種別個体数を算出した。総個体数と種別個体数は1調査1kmあたりの値に換算し、生息密度とした。

2) 群集の類似度指数の算出：各ルートのチョウ類群集の類似性を検討する目的で、野村・SIMPSON指数（NSC）、木元のC π 指数、PIANKAの α 指数を算定した（木元・武田, 1989）。その式は次のとおりである。

$$NSC = c / b \quad (a > b)$$

c, 2つのルートの共通種数; a, b, それぞれのルートの種数。

$$C\pi = \{2 \sum (n_{1i} \cdot n_{2i})\} / [\{\sum (n_{1i}/N_1)^2 + \sum (n_{2i}/N_2)^2\} \cdot N_1 \cdot N_2]$$

$$\alpha = \{\sum (n_{1i} \cdot n_{2i})\} / [\{\sum (n_{1i}/N_1)^2 \cdot \sum (n_{2i}/N_2)^2\}^{1/2} \cdot N_1 \cdot N_2]$$

n_{1i} , n_{2i} , それぞれのルートにおける種iの個体数; N_1 , N_2 , それぞれのルートの総個体数。

3) 群集の多様度指数の算出：チョウ類群集の種多様度を示す指数として、SHANNON-WEAVER関数（H'：平均多様度）、PIELOUの均衡性指数（J'：相対多様度）、SIMPSONの多様度指数（SID）、SIMPSONの λ 指数（ $1 - \lambda$ ）、森下の β 指数（ $1/\lambda$ ）を各ルートごとに算定した（木元・武田, 1989）。各指数の算定式は次のとおりである。

$$H' = - \sum \{(n_i / N) \cdot \log_2 (n_i / N)\}$$

$$J' = H' / \log_2 S$$

$$SID = 1 / \{\sum (n_i / N)^2\}$$

$$\lambda = \sum \{n_i \cdot (n_i - 1) / N \cdot (N - 1)\}$$

N, 総個体数; n_i , i番目の種の個体数; S, 種数。

4) 環境評価指数の算出：チョウの種による重みづけをした環境評価指数として、田中（1988）による階級存在比（ER）、巢瀬（1993）のEI指数、田下・市村（1997）のHI指数と環境階級度（ER'）を算出した。各指数の算定式は次のとおりである。

$$ERx = \{\sum (X_i \cdot T_i \cdot I_i)\} / \{\sum (T_i \cdot I_i)\}$$

$$ER'' = \{(4ER_{ps} + 3ER_{as} + 2ER_{rs} + ER_{us} - 10) / 30\} \times 100$$

X_i , i 番目の種の各環境段階 (原始段階 (ps), 二次段階 (as), 三次段階 (rs), 都市段階 (us)) の生息分布度を示す指数; T_i , i 番目の種の個体数; I_i , i 番目の種の指標値. なお T_i と I_i の具体的数値は田中 (1988) の表に記載されているものを用いた.

$$EI = \sum x_i$$

x_i , i 番目の種の環境指数. 具体的には巢瀬 (1993) の方法にしたがい, 田中 (1988) の生息分布度の表において, 分布度の最高値が, 原始段階の種に 3, 二次段階の種に 2, 三次段階の種に 1 の指数を与えた. 最高値が複数の段階にまたがる種は巢瀬 (1993) の表にしたがった. ただし, 巢瀬の表に記載されていないツマグロヒョウモンには, 都市段階での生息密度を考慮して 1 の指数を与えた.

$$HI = \{[\sum (n_i \cdot D_i \cdot F_i)] / [\sum (3n_i \cdot D_i)]\} \times 100$$

n_i , i 番目の種の個体数; D_i , i 番目の種の分布の広さを示す指数で, 都市, 耕作地, 浅い山地や里山, 深い山地の植栽林や二次林, 極相的環境の 5 段階のうち, すべてに生息する種に 0, 4 段階に生息する種では 1, 3 段階に生息する種では 2, 1 または 2 段階に生息する種では 3 の数値となる. F_i , i 番目の種の幼虫期の食性を示す指数で, 食草の大部分が帰化植物, 栽培植物, 攪乱地への先駆植物である種では 0, どちらかという帰化植物, 栽培植物, 攪乱地への先駆植物を多く利用する種では 1, どちらかという上記植物種以外を多く利用する種では 2, 食草の大部分が上記植物種以外である種に 3 の数値となる (田下・市村, 1997). なお D_i と F_i の具体的数値は表 2 に付記したとおりである (田下・市村, 私信).

5) 季節消長の解析: 各々の種の季節消長を検討するために, 各々の種の 1 ヶ月あたりの平均目撃個体数をもとめ, 季節消長のニッチ幅を SHANNON-WEAVER 関数の H' (単位, ビット) として算定した (木元・武田, 1989). その式は次のとおりである.

$$H' = -\sum \{(n_i / N) \log_2 (n_i / N)\}$$

n_i , 各々の種の i 番目の月の 1 調査あたりの平均目撃個体数; N , 各々の種における n_i の総和.

結 果

1. 生息密度と種数

表 2 に調査 3 ルートで目撃したチョウの生息密度と種数をまとめた. 3 ルートで 6 科 26 種のチョウが確認できた. ルート別にみると, 大和田では 5 科 8 種, 牧野では 6 科 14 種, 長尾台では 6 科 23 種を観察した. 観察したチョウの総個体数は, 大和田 152, 牧野 431, 長尾台 274 であった.

2. チョウ類群集の種構成

すべてのルートにおいて目撃された種は, モンシロチョウ, ナミアゲハ, アオスジアゲハ, ヤマトシジミ, イチモンジセセリ, ツマグロヒョウモン, キチョウの 7 種であった. 表 3 にはこれら 7 種の生息密度と占有率をまとめた. いずれのルートにおいても, これら 7 種のチョウが上位 7 位までを占めており, チョウ類群集における占有率は大和田 99.3%, 牧野 96.8%, 長尾台 82.5% であった. ルート間の比較をした場合, 大和田と牧野の各種の順位と占有率は類似していた. 8 位以下の種をひとまとめにして適合度の検定 (豊川・柳井, 1982) を行い, χ^2 値を計算したところ, この両ルートのチョウ類群集の各種の構成比には統計的な差がない ($\chi^2 = 9.94$, d.f. = 7, $p > 0.05$) ことが確認された. 一方, 長尾台は, 各種の順位と占有率の点で, 他の 2 ルートとの間に差が認められた.

牧野の種ごとの生息密度と占有率を長尾台と比較すると, ツマグロヒョウモンとキチョウは密度, 占有率ともにあまり大きな差がなかったが, ヤマトシジミ, ナミアゲハ, アオスジアゲハの 3 種は密度と占有率がともに高かった. 一方, モンシロチョウは密度はあまり変わらないが占有率が低く, イチモンジセセリと上位 7 種以外の種は密度, 占有率ともに低かった.

大和田の種ごとの生息密度と占有率を牧野と比較すると, 大和田では, 牧野との間で全体の生息密度に約 3 倍の開きがあり, 上位 7 種からキチョウを除いた種が牧野の約 3 分の 1 の生息密度であった (表 3). しかし, キチョウと上位 8 位以下の種ではその生息密度が牧野の 10 分の 1 以下であった.

表 4 に各ルートのチョウ類群集の類似性を示す指数をまとめた. 3 つのルートは, NSC ではいずれの組み合わせでも同様の類似性を示し, α 値では牧野と大和田間の類似性がきわだっていた.

表2 各ルートで目撃されたチョウ類の種別個体数

		大和田	牧野	長尾台	H' "	
					F 値	D 値
総 数		152	431	274		
生息密度 ²⁾		5.31	18.42	11.41		
種 数		8	14	23		
種別生息密度 ³⁾						
アゲハチョウ科	Papilionidae					
アオスジアゲハ	<i>Graphium sarpedon</i> L.	0.524 (15)	2,009 (47)	0.708 (17)	1	3
キアゲハ	<i>Papilio machaon</i> L.	—	—	0.125 (3)	1	1
ナミアゲハ	<i>Papilio xuthus</i> L.	0.979 (28)	2,607 (61)	1,458 (35)	1	3
クロアゲハ	<i>Papilio protenor</i> CRAMER	—	0.043 (1)	0.208 (5)	1	2
シロチョウ科	Pieridae					
モンキチョウ	<i>Colias erate</i> ESPER	—	—	0.292 (7)	1	0
キチョウ	<i>Eurema hecabe</i> L.	0.035 (1)	0.641 (15)	0.417 (10)	1	2
モンシロチョウ	<i>Pieris rapae</i> L.	1.294 (37)	3,931 (92)	3,333 (80)	0	3
ツマキチョウ	<i>Anthocharis scolymus</i> BUTLER	—	—	0.042 (1)	3	3
ジャノメチョウ科	Satyridae					
ヒメウラナミジャノメ	<i>Ypthima argus</i> BUTLER	—	—	0.208 (5)	1	3
サトキマダラヒカゲ	<i>Neope goschkevitschii</i> MENETRIES	—	—	0.042 (1)	2	2
ヒメジャノメ	<i>Mycalesis gotama</i> MOORE	—	0.085 (2)	0.333 (8)	1	3
タテハチョウ科	Nymphalidae					
ツマグロヒョウモン	<i>Argyreus hyperbius</i> L.	0.140 (4)	0.513 (12)	0.375 (9)	2	1
コミスジ	<i>Neptis sappho</i> PALLAS	—	—	0.125 (3)	2	3
ホシミスジ	<i>Neptis pryori</i> BUTLER	—	0.085 (2)	—	2	2
キタテハ	<i>Polygonia c-aureum</i> L.	—	0.171 (4)	0.042 (1)	0	3
ヒメアカタテハ	<i>Cynthia cardui</i> L.	—	—	0.042 (1)	0	0
アカタテハ	<i>Vanessa indica</i> HERBST	0.035 (1)	—	—	3	2
シジミチョウ科	Lycaenidae					
ムラサキシジミ	<i>Narathura japonica</i> MURRAY	—	—	0.042 (1)	3	1
ベニシジミ	<i>Lycaena phlaeas</i> L.	—	0.128 (3)	0.167 (4)	1	1
ヤマトシジミ	<i>Pseudozizeeria maha</i> KOLLAR	2,168 (62)	7,564 (177)	2,208 (53)	0	3
ルリシジミ	<i>Celastrina argiolus</i> L.	—	—	0.042 (1)	2	1
ツバメシジミ	<i>Everes argiades</i> PALLAS	—	0.043 (1)	—	2	2
ウラギンシジミ	<i>Curetis acuta</i> MOORE	—	—	0.083 (2)	2	1
セセリチョウ科	Hesperiidae					
キマダラセセリ	<i>Potanthus flavum</i> MURRAY	—	0.043 (1)	0.125 (3)	3	3
チャバネセセリ	<i>Pelopidas mathisa</i> FABRICIUS	—	—	0.083 (2)	1	2
イチモンジセセリ	<i>Parnara guttata</i> BREMER et GREY	0.140 (4)	0,556 (13)	0.917 (22)	0	0

¹⁾ 田下・市村 (私信) による. ²⁾ 単位は個体数/調査回数/km. ³⁾ 単位は個体数/調査回数/kmで, () 内に実数を示した.

3. チョウ類群集の多様性

表5に各ルートのチョウ類群集の多様性を示す指標をまとめた. 平均多様度 (H'), 相対多様度 (J'), SIMPSON のλ指数 (1-λで表示), 森下のβ指数, SIMPSON の多様度指数 (SID) についてみると, いずれも長尾台がもっとも大きな数値を示しており, チョウ類群集の多様性という点で他の2ルートに比較してまさっていると判断し

た. 一方, 牧野と大和田を比較すると, J'をのぞいて数値的には牧野が大きな値を示したが, その差は小さかった.

4. チョウ類群集の環境評価指数

表5にはチョウ類群集の環境評価指数も示した. 階級存在比 (ER), 環境階級度 (ER'), およびHI指数が各ルート間ではほぼ等しい数値を示したのに対して, EI

表3 目撃数上位7種の生息密度と占有率¹⁾

種	大 和 田	牧 野	長 尾 台
ヤマトシジミ	2.168 (第1位, 40.8)	7.564 (第1位, 41.1)	2.208 (第2位, 19.3)
モンシロチョウ	1.294 (第2位, 24.3)	3.931 (第2位, 21.3)	3.333 (第1位, 29.2)
ナミアゲハ	0.979 (第3位, 18.4)	2.607 (第3位, 14.2)	1.458 (第3位, 12.8)
アオスジアゲハ	0.524 (第4位, 9.9)	2.009 (第4位, 10.9)	0.708 (第5位, 6.2)
イチモンジセセリ	0.140 (第5位, 2.6)	0.556 (第6位, 3.0)	0.917 (第4位, 8.0)
ツマグロヒョウモン	0.140 (第5位, 2.6)	0.513 (第7位, 2.8)	0.375 (第7位, 3.3)
キチョウ	0.035 (第7位, 0.7)	0.641 (第5位, 3.5)	0.417 (第6位, 3.6)
そ の 他	0.035 (0.7)	0.598 (3.2)	2.000 (17.5)

¹⁾ 数値は生息密度(個体数/調査回数/km)を表し、カッコ内に順位と占有率を示した。

表4 各ルート間のチョウ類群集の類似性を示す指数

	大和田-牧野	大和田-長尾台	牧野-長尾台
NSC	0.875	0.875	0.857
C π	0.993	0.859	0.849
α	0.993	0.893	0.873

表5 各ルートのチョウ類群集の多様性を示す指数

多様性を示す指数 ¹⁾	大和田	牧 野	長尾台
多様度指数			
H'	2.17	2.48	3.31
J'	0.725	0.635	0.732
1 - λ	0.734	0.753	0.848
β	3.76	4.06	6.60
SID	3.69	4.03	6.47
階級存在比			
ER _{ps}	1.68	1.62	1.48
ER _{as}	2.12	2.04	2.39
ER _{rs}	4.30	4.49	4.52
ER _{us}	1.87	1.84	1.60
ER [*]	45.2	44.7	45.8
EI指数	10	22	41
HI指数	10.6	10.5	15.3

¹⁾ 各指数については本文を参照のこと。

指数は長尾台:牧野:大和田=4:2:1という明瞭な差を示した。

5. 生息密度の大きな種の季節消長

年間の平均生息密度が0.5個体/調査/kmの種について、その季節消長のニッチ幅をSHANNON-WEAVER関数のH' (単位, ビット)として算定し、表6にまとめた。いずれのルートにおいても、ナミアゲハが最高の値を示した。各ルートにおいて平均生息密度が1位または2位であったヤマトシジミとモンシロチョウは、その発生がそれぞれ夏〜秋、春〜夏に集中しているため、季節消長のニッチ幅では、生息密度が4位または5位のアオスジアゲハと同程度の値であった。

考 察

1. EI指数による環境評価

3つの地域内に設定したルートから得られたチョウ類群集のデータを解析したところ、3つのルート間で明らかな差を示したのは、種数とEI指数であった。果瀬(1996)は、EI指数0〜9は都市中央部、10〜39は住宅地・公園緑地、40〜99は農村・人里を示すとしている。今回得られたEI指数は、長尾台が41、牧野が22、大和田が10であり、この分類基準にあてはめると、長尾台が農村から住宅地へ変貌しつつある地域、牧野が住宅地域、

表6 生息密度の大きな種の季節消長¹⁾

種 名	大 和 田		牧 野		長 尾 台	
	密 度	ニ ッ チ 幅	密 度	ニ ッ チ 幅	密 度	ニ ッ チ 幅
アオスジアゲハ	0.524	2.423	2.009	2.718	0.708	2.346
ナミアゲハ	0.979	3.098	2.607	3.217	1.458	3.021
モンシロチョウ	1.294	2.717	3.931	2.467	3.333	2.808
ヤマトシジミ	2.168	2.241	7.564	2.811	2.208	2.382
イチモンジセセリ	0.140	—	0.556	1.700	0.917	1.423
ツマグロヒョウモン	0.140	—	0.513	1.825	0.375	—
キチョウ	0.035	—	0.641	0.971	0.417	—

¹⁾ 平均生息密度が0.5頭/調査/kmの種について、その季節消長のニッチ幅をSHANNON - WEANER関数のH'として算出した。
ニッチ幅の単位はビットである。

大和田が住宅地と都市中央部の境ということになり、現実ときわめてよく一致した。

2. チョウ類群集の類似性と多様度指数による環境評価

表5に示したように、平均多様度(H')をはじめとする多様度指数は、長尾台が牧野と大和田に比較してやや大きかったが、牧野と大和田の差は小さかった。牧野と大和田の目撃数上位種の群集に占める占有率が類似していること(表3)や、群集の類似性を示すNSC、C π 値、および α 値(表4)がきわめて大きいことから、この両地域のチョウ類群集には種の構成比などの質的な差は小さく、主要出現種の生息密度という量的な差のみが存在すると判断された。これは牧野と大和田では緑被率には差があるが、山地・丘陵・樹木帯の比率はいずれも1%台であることを反映しているのかもしれない。以上より、牧野と大和田のように山地・丘陵・樹木帯の比率が低く、宅地化が進行した地域間では、チョウ類群集が単純化して群集間の類似性が高くなり、その結果、群集の質的な差が減少して生息密度の大きさという量的な差がうきばりになると考えられる。したがって、都市近郊の住宅地域の環境をチョウ類群集の多様度指数を用いて比較するのであれば、生息密度も考慮に加えることが必要といえる。

石井ら(1995)は、チョウ類群集を環境指標に用いる場合に、多様度指数と生息密度を二次元的に配置して考えることを提唱している。そこで、今回の調査より得られた多様度指数と生息密度を、大阪府下のいくつかの地域(三草山周辺(石井ら, 1995)、貝塚市馬場(石井, 1996)、泉大津市穴師、和泉市春木、和泉市若樫(本田, 1997))や公園・緑地(大阪城公園、大仙公園、大泉緑

地、服部緑地、箕面公園(石井ら, 1988)、真田山公園(今井ら, 1992)、エルシティ南港(今井ら, 1996))において得られている数値とともに、図3のごとく二次元的に配置してみた。なお、ここで多様度指数として1- λ を用いたのは、この指数が理論上サンプルの大きさの影響を受けないとされているからである(夏原, 1996a)。

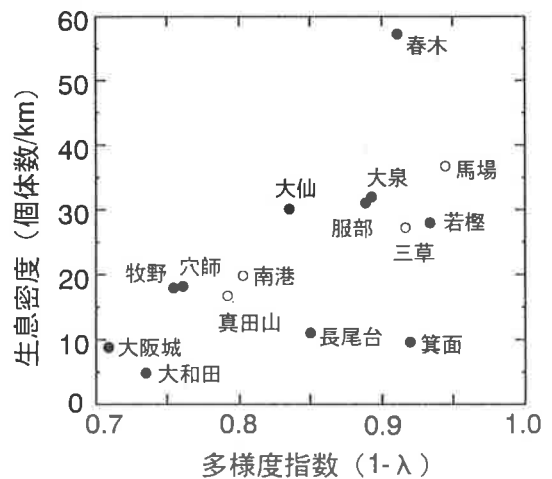


図3 大阪府下のいくつかの地域、公園におけるチョウ類群集の多様度指数(1- λ)と生息密度の関係

大阪城公園、大仙公園、大泉緑地、服部緑地、箕面公園の数値は石井ら(1991)、真田山公園の数値は今井ら(1992)、三草山周辺の数値は石井ら(1995)、貝塚市馬場の数値は石井(1996)、エルシティ南港の数値は今井ら(1996)、泉大津市穴師、和泉市春木、和泉市若樫の数値は本田(1997)の報告より引用した。なお真田山に関しては、1990年調査のデータを用いた。○はルートの幅を5mに限定した調査、●はルートの幅を厳密に設定していない調査を表す。

配置図の右上ほど自然度が大きいと考えるならば、チョウ類群集の上では、大和田は大阪城公園とともに全地区でもっとも低レベルの自然度、牧野は泉大津市穴師に類似した自然度であるといえる。大和田は都市中央部に近接した住宅密集地であることから、その自然度が低いという評価は当然であると思われる。一方、長尾台は、多様性指数では大仙公園やエルシティ南港を上回ったが、生息密度ではこの2調査区を下回った。このような場合の自然度の優劣の判断は今後の検討課題と考える。

3. 階級存在比, 環境階級度, HI 指数

次に、3ルートでほとんど同じ数値の得られた階級存在比(ER), 環境階級度(ER'), およびHI指数について考察する。これらの指数は、いずれも基本的には日浦(1973)の示した原始的自然、農村的自然、都市的自然を、あるいは田中(1988)のいう原始段階、非定住利用段階、農村段階、都市段階を峻別しようとしたものである。しかし、たとえば階級存在比の場合、表5に示したように、今回のような都市近郊の住宅地域では農村段階の存在比(ER₁)が大きな値になるだけで、都市段階の存在比(ER₂)は大きな数値にはならない。階級存在比は、各種に個別に与えられた生息分布度をもとに算定するが、都市段階が最高値となる生息分布度をもつ種は存在しない。つまり階級存在比では、ある地域の自然度が都市段階にあることを強調することがむずかしいと考えられる。一方、環境階級度(ER')とHI指数について、田下・市村が各地の調査データについて算定した結果(1997)と、今回の3ルートの結果を比較すると、今回得られた環境階級度約45, HI指数約10という数値はいずれも最小の値であった。したがってこれらの指数は都市近郊の住宅地域ではなく、自然度が長尾台よりも大きい地域を対象にしたとき有効であると考えられる。

4. チョウの種構成

調査3地域のチョウの種構成を、上位7種中、大和田での目撃数が1頭のみであったキチョウを除く6種の分布をもとに考察する。これら6種は、いずれも、食草が栽培植物、都市樹木、都市雑草であり、基本的には人為環境に適應できる種と考えられる。長尾台と牧野を比較したとき、EI指数によって都市化がより進行していると判定された牧野において生息密度と占有率が高かったのは、ヤマトシジミ、ナミアゲハ、アオスジアゲハの3種であり、逆に低かったのが、イチモンジセセリであった。一方、モンシロチョウは、牧野において生息密度は

長尾台とほぼ同じであったが、占有率は明らかに低かった。またツマグロヒョウモンは長尾台、牧野、大和田のいずれのチョウ類群集においても同等の地位を占めた。

多様性と生息密度の点で大和田や牧野に近い自然度をもつと考えられる、大阪城公園(石井ら, 1988)や穴師地区(本田, 1997)の観察数第1位はアオスジアゲハ、真田山公園(今井ら, 1992)の観察数第1位はナミアゲハであると報告されている。したがって今回の結果とあわせると、大阪近郊では、これら2種のアゲハが、都市化が進行してチョウ類群集が単純化した場合に群集の上位を占める種であり、もっとも都市化に抵抗できる種と考えられる。なかでもナミアゲハは、今回の調査では季節消長のニッチ幅も7種の中で最大であり、春から秋にかけて時期に関係なく、大阪近郊の都市環境においても普通に目撃できる種といえる。

ヤマトシジミは大阪城公園や真田山公園において観察数が少ないため、都市化の進展にともなって衰退する可能性が指摘されている(今井ら, 1992)。しかし今回の調査では、本種は牧野において長尾台よりも生息密度が大きく、観察数第1位を占めた。また大和田では牧野より生息密度は低下したものの、特異的に減少したわけではなかった。本種は、食草となるカタバミが都心の空き地、庭先、道路などにおいて広く認められることから、むしろ公園以外の地域で発生数が多いと推定され、都市化の進行にも耐える可能性があると考えられる。

牧野と大和田において観察数第2位であったモンシロチョウは、都市化した地域では、わずかに残る畑や家庭菜園のキャベツ・ダイコン類、あるいは河川敷に多いアブラナ科植物から発生しているものと思われる。都市化がさらに進行した場合に、このようなモンシロチョウの発生環境がどのように変化し、生息密度がどう変化するか追跡する必要があると考えられる。

5. 種数とEI指数の問題点

今回、3つの調査ルート間で明らかに異なる数値を示したのは種数とEI指数であった。しかし、今回の結果は大阪近郊の限られた地域を単年度調査したものにすぎず、チョウを用いた都市の環境評価が種数やEI指数のような定性的なデータで十分であると断定するものではない。すなわち、種数、および種数を基本とするEI指数の場合には、都市化がすすむにつれてチョウの生息密度は低下するため、月2回という調査頻度で安定した結果が得られるかという懸念がある。今回の3ルートで確

認した種数は、長尾台23、牧野14、大和田8であったが、その中で1回の調査でしか目撃していない種が、長尾台で8 (34.8%)、牧野で3 (21.4%)、大和田で2 (25.0%) 存在した。また、牧野で目撃した種で大和田で目撃しなかった種は、クロアゲハ、キタテハ、ホシミスジ、ヒメジャノメ、ベニシジミ、ツバメシジミ、キマダラセセリの7種であり、その目撃数は、すべてあわせても14個体にすぎなかった。つまり、種数やE I 指数を用いて都市化が進んだ地域間の比較を行う場合には、生息密度のきわめて小さな種が重要な意味を持つことになるが、これらの種が、調査年度が異ってもはたして目撃できるかどうかは、同じルートについて継続調査を続けなければ何ともいえない。かりに年度間の差が、地域間の差よりも大きいのであれば、調査頻度などに修正を加えねばならない。その意味でも1つのルートについて継続した複数年の調査が必要である。なお、今回の3ルートについては1997年も継続調査を行っているので別の機会に報告する予定である。

謝 辞

本研究の遂行にあたりご助言いただいた大阪市立環境科学研究所の今井長兵衛氏、ランドサット衛星データの入手方法をご教示いただいた同研究所の夏原由博氏、およびHI指数算出のためのF値とD値をご教示いただいた田下昌弘氏と市村敏文氏にお礼申し上げます。なお本研究は文部省科学研究費（基盤研究（C）、No.08680560）によるものである。

引用文献

- 日浦 勇 (1973) 海を渡る蝶。蒼樹書房、東京。
- 本田悦義 (1997) 大阪府和泉地方の自然環境の異なる3地域のチョウ類群集。環動昆 8 : 129-138。
- 今井長兵衛 (1995) 京都西賀茂における都市化とチョウ相の変化。環動昆 7 : 119-133。
- 今井長兵衛・夏原由博 (1996) 大阪市とその周辺の緑地のチョウ相の比較と島の生物地理学の適用。環動昆 8 : 23-34。
- 今井長兵衛・夏原由博・田中真一 (1996) 大阪湾岸のエコロジー緑化地域におけるチョウ類群集とトランセクト調査の精度。環動昆 7 : 182-190。
- 今井長兵衛・夏原由博・山田明男 (1992) 大阪市内の真田山、万代池両公園で観察したチョウ類。大阪市環科研報告 54 : 104-108。
- 石井 実 (1993) チョウ類のトランセクト調査。日本産蝶類の衰亡と保護, pp. 91-101。日本鱗翅学会、大阪。
- 石井 実 (1996) さまざまな森林環境における蝶類群集の多様性。日本産蝶類の衰亡と保護第4集, pp. 63-75。日本鱗翅学会・日本自然保護協会
- 石井 実・広渡俊哉・藤原新也 (1995) 「三草山ゼフィルス」の森のチョウ類群集の多様性。環動昆 7 : 134-146。
- 石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎 (1991) 大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性。環動昆 3 : 183-195。
- 木元新作・武田博清 (1989) 群集生態学入門。共立出版、東京。
- 中村寛志・豊嶋 弘 (1995) チョウの分布からみた環境評価。環動昆 7 : 1-12。
- 夏原由博 (1996a) 対数正規モデル群集による多様度指数の偏りの比較。環動昆 8 : 45-47。
- 夏原由博 (1996b) チョウ群集データの解析法。昆虫と自然 31 (4) : 18-24。
- 果瀬 司 (1993) 蝶類群集研究の一方法。日本産蝶類の衰亡と保護, pp. 83-90。日本鱗翅学会、大阪。
- 果瀬 司 (1996) トランセクト調査による環境評価。昆虫と自然 31 (4) : 9-12。
- 田中 蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法。蝶類学の最近の進歩, pp. 527-566。日本鱗翅学会、大阪。
- 田下昌志・市村敏文 (1997) 標高の変化とチョウ群集による環境評価。環動昆 8 : 73-88。
- 豊川裕之・柳井晴夫 (1982) 医学・保健学の例題による統計学, pp. 152-155。現代数学社、京都。
- 矢田 脩 (1996) トランセクト調査のすすめ。昆虫と自然 31 (4) : 2-4。
- 吉田宗弘 (1997) パーソナルコンピュータを用いたランドサット衛星データからの都市緑地面積の算定。大阪国際大学紀要国際研究論叢 11 : 137-144。

Identification of Mandelonitrile as a Major Secretory Compound from *Chamberlinius hualienensis* WANG (Polydesmida: Paradoxosomatidae)¹⁾

Satoshi NOGUCHI^{2,4)}, Naoki MORI²⁾, Yoshiko HIGA³⁾,
and Yasumasa KUWAHARA^{2,5)}

²⁾ Laboratory of Chemical Ecology, Division of Applied Life Sciences,
Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Sakyo-ku, Kyoto
606-01, Japan

³⁾ 402 Tomimori, Kotinda-cho, Okinawa 901-04, Japan

(Received : July 27, 1997 ; Accepted : September 18, 1997)

ヤンバルトサカヤステ (オビヤステ目, ヤケヤステ科) の分泌物主成分, マンデロニトリルの同定 野口佐登司¹⁾・森 直樹¹⁾・比嘉ヨシ子²⁾・桑原保正¹⁾ (¹⁾京大院農・応用生命科学, ²⁾沖縄県東風平町)

野外から採集したヤンバルトサカヤステのメタノール抽出物は, 安息香酸, マンデロニトリル, ベンズアルデヒド, ベンゾニトリル, 安息香酸メチル, ベンズアルデヒド・メチル・アセタール, 安息香酸マンデロニトリルの7成分で構成されていた. そのうちマンデロニトリルとベンズアルデヒドが主要成分で, マンデロニトリルは雌1頭当たり174.3 μ gで94%相当, 雄1頭当たり133.0 μ gで95%相当を占めた. ベンズアルデヒドは雌1頭当たり11.3 μ g, 雄では6.9 μ gであった. HPLCではマンデロニトリルとベンズアルデヒド以外に安息香酸を微量認めたが, 他の4成分は認められず, 微量成分かあるいは分解産物と考えられる.

The methanol extract of field-collected millipede, *Chamberlinius hualienensis* WANG, consisted of following seven components: benzoic acid, mandelonitrile, benzaldehyde, benzonitrile, methyl benzoate, benzaldehyde methyl acetal and mandelonitrile benzoate, among which mandelonitrile was the most abundant component (94% of the total extract, 174.3 μ g on average per female, and 95% of the total extract, 133.0 μ g on average per male). The second major component was benzaldehyde (11.3 μ g on average per female and 6.9 μ g on

¹⁾ This study was supported in part by a grant-aid for scientific research from the Ministry of Education, Science, Sports and Culture of Japan (No. 08406010)

⁴⁾ Research Fellow of Professional Education Fellowship from the Ministry of Education, Science, Sports and Culture of Japan. Permanent Address: Konan Agricultural High School, 1839 Kusatsu City, Shiga, 525, Japan

⁵⁾ To whom reprint requests should be made.

average per male). Because all the other compounds detectable by GLC and GC/MS analyses were not confirmed by HPLC except benzoic acid, these were supposed to be either trace components or heat decomposed artifacts derived from mandelonitrile.

Key words : Millipede, *Chamberlinius hualienensis* WANG, Defense secretion, Mandelonitrile

Introduction

When disturbed, millipedes emit defence secretions with characteristic smell. All millipedes belonging to Polydesmida are known as the benzaldehyde-emitter and /or hydrogen-cyanide emitter along with other compounds (EISNER *et al.*, 1978). Natural product chemistry of their secretions have well been documented using 19 species of Polydesmida millipedes collected in America and Africa, and the following compounds have so far been identified as defense substances: hydrogen cyanide, benzaldehyde, mandelonitrile, guaiacol, benzoic acid, mandelonitrile benzoate, phenol, formic acid, acetic acid, isovaleric acid, myristic acid, stearic acid and benzoyl cyanide (EISNER *et al.*, 1978). Total of 277 species of Diplopoda are known in Japan and 93% of them are believed to be endemic, possibly of their low mobility (MURAKAMI, 1993). Whereas, no chemical studies have ever been undertaken on such species living in Japan except for the following three Polydesmida reported by us ; *Epanerchodus japonicus* CARI (MORI *et al.*, 1994), *Parafontaria laminata armigera* VERHOEFF (MORI *et al.*, 1995) and *Nedyopus patrioticus patrioticus* (ATTEMS) (NOGUCHI *et al.*, 1997). As a part of the chemical study of Japanese millipede, the present study was conducted.

The millipede *Chamberlinius hualienensis* WANG (yanbaru tosaka yasude in Japanese) recorded in Formosa 1956 also belongs to

Polydesmida and one of the newly invaded species to Main Island of Okinawa from Formosa. The first migratory outbreak has noticed at Nakagusuku-son, the Main Island in November 1983, and since then, its outbreak takes places every autumn in wide ranges not only in the Main Island but also in the other Island (HIGA and KISHIMOTO, 1987, 1991; ANONYMOUS, 1996). The species is a decomposer of plant debris in nature and no casualty has been known on agricultural crops. However, it aggregates in a large number during migration period upon outbreak and often drifts into household. The remnant pile at a roadside along the wall and/or in a ditch, due to a natural death and also to an application of pesticides, discharges pungent smell. The smell might be hazardous to residents causing headache and other malignant symptoms, and its frequent invasion into a household is creating a severe public nuisance problems among residents. However, there is no report dealing with its secretory component from the species, possibly functioning as a defence substances.

The present paper describes components of the secretion and their contents.

Materials and Methods

Used millipede

The adult millipede *Chamberlinius hualienensis* WANG (Polydesmida : Paradoxomatidae) (yanbaru tosaka yasude in Japanese) was collected in Okinawa Main Island November

1996, and were used for the study, by keeping them at 25 °C in a polyethylene bag with raw potatoes slices as food. Although its migration occurs twice annually at nymphal and adult stages in the field, the species is univoltine and adults appear from autumn to winter. The adult is pale brown in color with a dark brown strip at each hind ridge. Its size is 22-33 mm in length and 4 mm in width, weighing 266.5 ± 43.7 mg (mean \pm S. D., $n=10$) for females and 232.0 ± 31.3 mg (mean \pm S. D., $n=10$) for males.

Analytical procedures and conditions

Although the species was 1.5 times heavier than *Nedyopus patrioticus patrioticus* reported previously, the same analytical methods and conditions as reported (NOGUCHI *et al.*, 1997) were applied to the analysis of present species. Each millipede was sexed, weighed and then soaked in methanol (800 μ l). The MeOH layer was separated by decantation after 3 min (exact), and the extract was subsequently subjected to analyses: gas-liquid chromatography (GLC), GLC-mass spectrometry (GC/MS) and high performance liquid chromatography (HPLC) at each indicated analytical conditions as reported (NOGUCHI *et al.*, 1997).

GLC was performed on an HP-5890 series II Plus equipped with an FID using an HP-5 capillary column (0.32 mm \times 30 m, 0.33 μ m in film thickness) at a temperatures programmed condition from 60 °C to 290 °C at 10 °C/min with an initial 2 min hold. Each sample was analyzed as a split-less mode using He as a carrier gas, and the chromatogram was processed by an HP 3396 series II Integrator. GC/MS spectra were obtained by an HP-5989B Mass Spectrometer, operated at 70 eV, using the same GLC column and operating conditions as stated above.

Mandelonitrile and benzaldehyde were determined by HPLC (Shimadzu LC-10AS, UV-

absorbance at 254 nm as monitor) on a Wakopak column (Wakosil-II 5C18 HG) as reported (NOGUCHI *et al.*, 1997). One portion (15 μ l) of MeOH extract was immediately and without concentration subjected to HPLC, and peak areas monitored by UV were calculated by an integrator (Chromatopac C-R4A, Shimadzu). Operating conditions were as follows: a linear gradient starting from 20 % CH₃CN containing 0.1 % phosphoric acid to 100 % CH₃CN for 25 min with a flow rate of 0.8 ml/min.

Detection of hydrogen cyanide

Filter paper was soaked with a saturated aq. solution of picric acid, and air-dried. Just before use, 5 % sodium bicarbonate was sprayed on the paper and the paper was immediately used for detection, squeezing a live millipede forcefully onto the paper. If hydrogen cyanide was contained in the oily stain on the paper made by the millipede, the paper gradually turned orange.

Results and Discussion

HPLC analysis of the secretion consisted mainly of two peaks B (t_R 11.673 min) and C (t_R 13.767 min) along with a minor peak A (t_R 11.545 min) (Fig. 1). These peaks were identified as mandelonitrile, benzaldehyde and benzoic acid, respectively, by co-chromatography using each standard compound available commercially. GC/MS analysis of the secretion demonstrated the presence of five other compounds (peak D-H) along with the three peaks mentioned above (peak A, M^+ ; m/z 122: peak B, M^+ ; m/z 133: peak C, M^+ ; m/z 106). All of these peaks were identified as benzonitrile, methyl benzoate, benzaldehyde methyl acetal and mandelonitrile benzoate, respectively, by HPLC, GLC and GC/MS analyses, as summarized in Table 1.

Although mandelonitrile was confirmed as

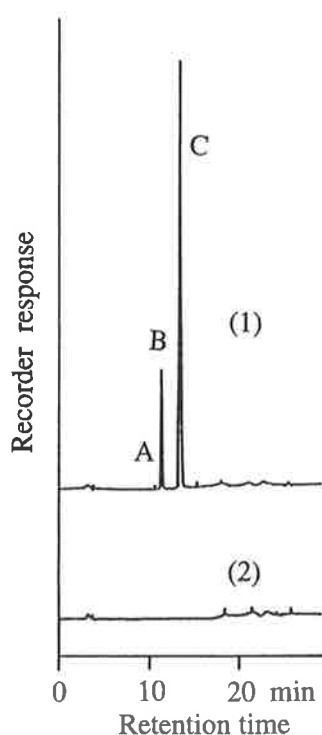


Fig. 1 A typical UV monitor (at 254 nm) profile of HPLC analysis derived from the methanol extract of a millipede. (1) methanol extract of millipede, (2) solvent blank. A: benzoic acid, B: mandelonitrile, C: benzaldehyde.

the major component in the millipede secretion by HPLC, it was not detectable by the present condition of GLC analysis (Fig. 2) due to its

heat labile property, as reported previously (MORI *et al.*, 1994), while it was partly survived at the present GC/MS condition. Benzaldehyde generated from mandelonitrile could be, further, changable into benzoic acid, benzaldehyde methyl acetal and methyl benzoate, whereas their actual presences along with other heat stable benzonitrile and mandelonitrile benzoate were not confirmed by HPLC analysis except a trace amount of benzoic acid, possibly because of their trace amounts or artifacts during GLC analysis.

Because mandelonitrile and benzaldehyde was the major secretory components, and therefore, each content was determined as summarized in Table 2. Females with body weight 266.5 ± 43.7 mg (mean \pm S. D., $n=10$) contained 174.3 ± 35.8 μ g (mean \pm S. D., $n=10$) of mandelonitrile and 11.3 ± 6.8 μ g (mean \pm S. D., $n=10$) of benzaldehyde, while males with 232.0 ± 31.3 mg (mean \pm S. D., $n=10$) contained 133.0 ± 72.7 μ g (mean \pm S. D., $n=10$) of mandelonitrile and 6.9 ± 4.3 μ g (mean \pm S. D., $n=10$) of benzaldehyde. Content of mandelonitrile was calculated as 650 ppm for females and 570 ppm for males, those of which corresponded to 132 ppm and 116 ppm of HCN production ability per

Table 1 Identification of the millipede secretion

Peak* Compound	Diagnostic ions by GC/MS	Identified Method & lit.**
A Benzoic acid	122 (M^+ , 95), 105 (100), 77 (54), 51 (18)	1, 2, 3, 4, 5
B Mandelonitrile	133 (M^+ , 59), 132 (38), 115 (29), 106 (85), 105 (100), 77 (76), 51 (27)	1, 3, 4, 5
C Benzaldehyde	106 (M^+ , 100), 105 (96), 77 (71), 51 (21)	1, 2, 3, 4, 5
D Benzonitrile	131 (M^+ , 78), 105 (100), 77 (65), 51 (27)	1, 2, 4, 5
E Methyl benzoate	136 (M^+ , 49), 105 (100), 77 (43), 51 (12)	1, 2
F Benzaldehyde methyl acetal	138 (M^+ , 100), 123 (84), 106 (9), 95 (26), 177 (10), 67 (11), 51 (4)	1, 2
G Mandelonitrile benzoate	237 (M^+ , 37), 116 (34), 105 (100), 89 (9), 77 (17), 51 (6)	1, 2, 4, 5

*: Peak of GLC, GC/MS and HPLC.

** : 1: GC/MS, 2: GLC, 3: HPLC, 4: MORI *et al* (1995), 5: EISNER *et al* (1978).

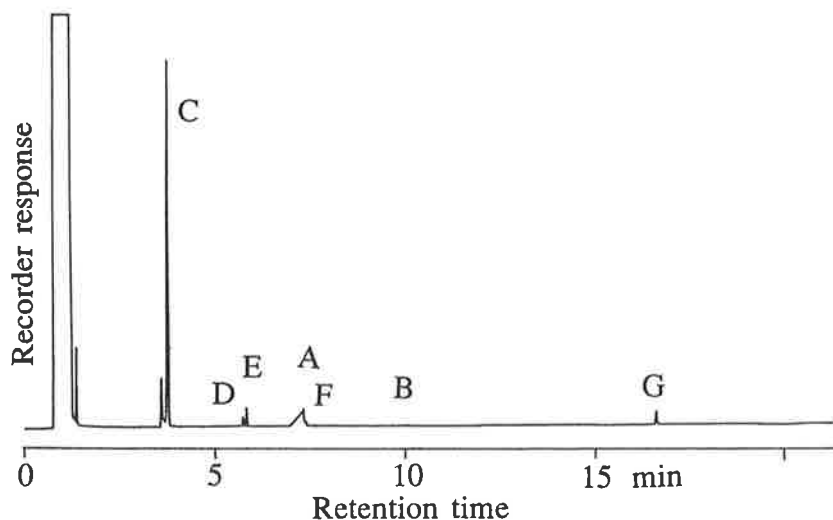


Fig. 2 A typical profile of GLC analysis derived from the methanol extract of a millipede. A : benzoic acid, B : mandelonitrile (not detected), C : benzaldehyde (with an unknown prior peak whose MS was identical to that of C), D : benzonitrile, E : methyl benzoate, F : benzaldehyde methyl acetal, G : mandelonitrile benzoate.

Table 2 Determination of mandelonitrile and benzaldehyde contents in the millipede

No	Sex	Weigh (mg)	Mandelonitrile $\mu\text{g}/\text{millipede}$	Benzaldehyde $\mu\text{g}/\text{millipede}$
1	female	289	173.8	6.6
2	female	279	171.5	15.3
3	female	278	156.4	8.8
4	female	244	198.5	10.2
5	female	157	118.5	2.6
6	female	296	187.1	21.0
7	female	312	114.1	23.2
8	female	256	223.3	12.3
9	female	259	204.2	5.2
10	female	295	195.3	7.3
		266.5 \pm 43.7	174.27 \pm 35.83	11.25 \pm 6.76
11	male	230	55.8	2.1
12	male	237	256.9	10.5
13	male	176	74.0	4.8
14	male	243	210.4	12.4
15	male	205	48.7	1.1
16	male	258	204.6	4.2
17	male	219	122.9	5.2
18	male	263	151.2	7.3
19	male	281	69.4	14.2
20	male	208	136.3	8.7
		232.0 \pm 31.3	133.02 \pm 72.65	6.88 \pm 4.32

body-weight bases, respectively.

Actual release of hydrogen cyanide from the defensive secretion was demonstrated from the following experiment; when a live millipede was forcefully pressed onto a piece of picrate paper, the resulting oily stains of the colorless secretion turned bright orange and the initial smell characteristic to millipedes changed into a bright aroma of benzaldehyde. Upon encountering to a possible predator, the millipede might secrete the mandelonitrile rich secretion and might escape from its predation.

As mentioned previously, Polydesmida is known as the benzaldehyde emitter as well as hydrogen cyanide one (EISNER *et al.*, 1975). Although mandelonitrile has been postulated as a biogenetic precursor of these components, its actual presence as the major component has firstly been demonstrated in our studies on the following three Polydesmida millipedes; *Epanerchodus japonicus* CARL (body weight 53.6 mg in average) possess 154 μ g on average of mandelonitrile (95 % of the total exudate), along with phenol as the second major component other than benzaldehyde (MORI *et al.*, 1994), the female and the male *Parafontaria laminata armigera* VERHOEFF (MORI *et al.*, 1995) (body weight for female 348 mg, and male 271 mg on average) contain 155 μ g and 324 μ g of mandelonitrile, respectively. Their contents corresponded also to 83 % and 81 % of the total secretion along with benzonitrile, benzaldehyde, and mandelonitrile benzoate. The female (weight, 266 mg on average) and male (232 mg on average) of the present species were determined as 173 μ g and 133 μ g, respectively, and their results corresponded to 94 % for total female exudates and to 95 % for male one. Based on these facts, we could revise a character of Polydesmida as the group of mandelonitrile emitter, though we have still included an exceptional case like *Nedyopus patrioticus patrio-*

ticus (ATTEMS) (body weight of female : 148 mg on average, and of male : 108 mg on average) whose major component is p-cresol (300 μ g for females and 282 μ g for males) and the next abundant was benzaldehyde (110 μ g/male and 114 μ g/female on average). Mandelonitrile is the third components around 70-80 μ g (NOGUCHI, personal communication).

Both the present species and *Parafontaria laminata armigera* crawl and migrate periodically to cause severe problem of public nuisance in Japan. The present species outbreak every years (HIGA *et al.*, 1992), while the latter every 8 years (NIJIMA and SHINOHARA, 1988). Although body weight of the present species was about 80 % of the latter and the mandelonitrile content (average value of males and females) of the former was 64 % of the latter, the outbreak of this cyanogen millipede in the residential areas might be hazardous for the public.

References

- ANONYMOUS (1996) *Naturalized animals* (Okinawa Prefectural Museum ed.), 74 p, Okinawa Prefectural Museum, Naha (in Japanese)
- EISNER, T., D. ALSOP, K. HICKS and J. MEINWALD (1978) Defensive secretions of millipedes. In "*Arthropod venoms*" (S. BETTINI, ed.), pp. 41-72, Springer-Verlag, Berlin.
- HIGA, Y., and T. KISHIMOTO (1987) Unusual outbreak and control of the millipede, *Chamberlinius hualienensis* WANG in Okinawa. *Annual Report of Okinawa Institute of Public Health* No. 20, 62-72. (In Japanese)
- HIGA, Y., and T. KISHIMOTO (1991) The outbreak of the millipede, *Chamberlinius hualienensis* WANG, and the expansion of its distribution area and control in Okinawa. *Pest Control Research* 6 : 10-14. (In Japanese with English summary)

- HIGA, Y., T. KISHIMOTO and K. NIJIMA (1992) Seasonal fluctuation of *Chanberlinius hualienensis* WANG (Diplopoda: Strongylosomidae) on Okinawa islands. *Annual Report of Okinawa Institute of Public Health* No. 26, 42–49. (In Japanese)
- MORI, N., Y. KUWAHARA and R. NISHIDA (1994) Identification of benzaldehyde, phenol and mandelonitrile from *Epanerchodus japonicus* CARL (Polydesmida : Polydesmidae) as possible defence substances. *Appl. Entomol. Zool.* 29 : 517–522.
- MORI, N., Y. KUWAHARA, T. YOSHIDA and R. NISHIDA (1995) Major defensive cyanogen from *Parafontaria laminata armigera* VERHOEFF (Polydesmida : Xystodesmidae). *Appl Entomol. Zool.* 30 : 197–202.
- MURAKAMI Y. (1993) Diplopoda. In "List of wild animals in Japan (5)". *List of wild life in Japan (Nonvertebrate part)*, (The Environmental Protection Agency of Japan, ed.), pp. 95 – 102,. Natural Environment Research Center, Tokyo (in Japanese)
- NIJIMA, K. and K. SHINIHARA (1988) Outbreaks of the *Parafontaria laminata* group (Diplopoda : Xystodesmidae). *Jpn. J. Ecol.* 38 : 257–268.
- NOGUCHI, S., N. MORI, Y. HIGA and Y. KUWAHARA (1997) Identification of *Nedyopus patrioticus patrioticus* (ATTEMS, 1898) (Polydesmida : Paradoxosomatidae) secretions as possible defense substances. *Appl Entomol. Zool.* 32 : 447–452.

研究奨励賞受賞論文

公園砂場におけるトキソカラ属線
虫卵汚染状況の調査研究¹⁾

宇賀 昭二

神戸大学医学部保健学科病態解析学講座

Prevalence of *Toxocara* Species Eggs in Sandpits¹⁾ Shoji UGA (Faculty of Health Science, Kobe University School of Medicine, Tomogaoka, Sumaku, Kobe 654-01, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 8: 215-222 (1997)

Toxocara canis and *T. cati*, the nematoda of dogs and cats, are known to infect humans resulting in a condition known as toxocariasis. Sandpits are widely used as play areas for small children. Effective sanitation measures should be implemented to prevent the contamination of sandpits by animal faeces and *Toxocara* eggs. The defecation habits of cats and dogs in three sandpits were observed by camcorder for a total of 424 days. In all, 11 canine and 961 feline defecations were observed, showing that cats were the main cause of fecal contamination. The mean daily number of times that animals were observed defecating in a sandpit was once in a sandpit visited by few animals and five in a sandpit visited by many animals. the *Toxocara* eggs were found in 95 of 227 (42%) sand samples, each examined only once, and were found in 12 of 13 sandpits, each examined 4-15 times; the overall prevalence was 92%. We investigated measures to prevent *Toxocara* egg contamination of sandpits. Replacement of contaminated sand was not effective, because one to five new fecal deposits per sandpit were found daily, with eggs reappearing in the sand six to nine weeks after the replacement. When the sandpit was covered with a clear vinyl sheet, the temperature of the sand to a depth of 3 cm was 42 °C or more for 3 hr when the air temperature was higher than 30 °C. This method was considered to prevent contamination by fecal deposits and also result in extermination of existing eggs because the sandpit was kept dry on rainy days. Recent study has shown that the method was not practical. The effectiveness of a fence around a sandpit depended on user behavior, which could not be relied upon. Although we have evaluated some other countermeasures against egg contamination,

1) 本稿は第8回年次大会における研究奨励賞受賞講演(1996年11月4日：近畿大学農学部)の概要である。

2) The Society Award Study.

each of these measures had its merits and demerits. Therefore, a practical method for the prevention of *Toxocara* egg contamination of sandpits is education of pet owners about the problem.

Key words: *Toxocara canis*, *Toxocara cati*, Sandpits, Countermeasure, Soil contamination

公園砂場は小児の遊び場所としてかけがえのない場所であり、その安全性に特段の配慮が必要とされている。しかし、市街地の公園砂場の糞便汚染状況をビデオカメラを用いて観察した結果、ネコの糞便によって汚染されていることが明らかとなった。各砂場における1日あたりの平均排便頭数は少ない砂場で1頭、多い砂場では5頭であった。一方トキソカラ属線虫卵の汚染状況は42%–92%であった。そこで砂場汚染の対応策を検討した。虫卵に汚染された砂場の砂を全て入れ替えるという方法は、毎日1–5個もの糞便が新たに供給されるため、その効果は長続きしなかった。砂場をビニールシートで被った場合は、外気温が30℃を超える条件下で、表面から3 cmまでの虫卵の感染性に影響を与えた。この方法はいくつかの長所を有していると思われたが、現実的な方法ではなかった。砂場をフェンスで囲うという方法は、子ども達を中で遊ばせるという理由で母親に不評であった。その他いくつかの方法に関して検討を行ったが、いずれの方法にも一長一短があり、この問題に対する“特効薬”は認められなかった。今後はペットのオーナーに対する啓発を行うことが砂場のトキソカラ属線虫卵汚染を防ぐ上で効果的であると考えられた。

はじめに

ペットブームという言葉が市民権を得てから久しい。最近ではペットの呼称にも配慮がみられ、これらを“コンパニオン・アニマル”と呼ぼうとする意見も聞かれる。すなわち、イヌやネコは我々の愛玩動物ではなく伴侶動物である、と言う考えである。1991年の厚生省統計によれば、登録されているイヌの数は330万頭、登録されていないものも含めると全国では約900万頭が飼育されていると考えられている。これに対して正確なネコの数はいくらかではないが、ほぼイヌと同数が飼育されているものと考えられている。これらのブームは歓迎すべきことなのかもしれない。ペットの飼育によって我々が受ける恩恵には計り知れないものがあり、そのことによって我々の生活（肉体的にも精神的にもその効果は証明されている）に潤いが期待できるからである。しかし一方、ペットとの関わり合いが我々に不利益をもたらす場合も少なくない。寄生虫の領域でその例を示すとすれば、後述する人畜共通寄生虫症（幼虫移行症）の増加を指摘することができる。その理由としては診断技術の進歩や食生活

の変化などが、さらには都市生活に伴う生活環境の変化やそれに伴って生ずるペットとの係わりあいの変化などが考えられている。すなわちヒトとペットが住環境を共有するようになり、しかも両者の物理的な距離が近づくといった現在の都市環境では、動物が保有していた寄生虫をヒトが偶然に取り込んで感染を受けるケースが増える。

公園の砂場は小児の遊び場所としてかけがえのない場所である。過去に行ったアンケート調査では、27種類の外遊びのなかで砂場遊びは4番目に愛好されているという結果が得られており、砂場は安全面や衛生面からも特別の配慮が必要とされる場所でもある。しかし現実にはこれら砂場が多数のイヌやネコの糞便によって汚染されており、寄生虫症感染の源となっていることを指摘する報告が海外でなされている。しかし一方、本邦においては前述したごとく多数のペットが飼育され、種々の問題点が指摘されているにもかかわらず、砂場の糞便汚染に関する報告は限られており、必ずしもその実態は明らかにされていなかった。そこで我々は人畜共通寄生虫症、なかでも幼虫移行症の立場から砂場における糞便汚染の

実態を探ると共に、そのことを理由として生ずる犬蛔虫 *Toxocara canis* (Werner, 1782) Johnston, 1916や猫蛔虫 *Toxocara cati* (Schrunk, 1788) Brumpt, 1927の虫卵（以下トキソカラ属線虫卵と記す）の汚染状況調査を実施すると共に、その対策についても検討した。

人畜共通寄生虫症ならびに幼虫移行症の概念

寄生虫はすべての動物に寄生できるわけではない。ある寄生虫がある動物（宿主）に取り込まれた場合、その体内で成虫にまで発育することのできる宿主と、発育できない宿主がある。前者をある寄生虫にとっての固有宿主、後者を非固有宿主と呼ぶ。寄生虫には1種類の固有宿主しか持たないものや、ヒトを初めとする多くの固有宿主を持つものがある。この観点からすれば、イヌのみを固有宿主とする寄生虫はヒトにはまったく安全であるといえる。ヒトがその寄生虫をどのように取り扱おうと感染することがないからである（幼虫移行症の概念を考慮すると必ずしも正しくない場合がある）。これに対して、ヒトとイヌの両方を固有宿主とする寄生虫の場合では、ヒトはイヌを介してその寄生虫の感染を受ける可能性が出てくる。このような寄生虫を人畜（獣）共通寄生虫と呼び、それによって生ずる症状を人畜共通寄生虫症と呼ぶ。

一方、非固有宿主に取り込まれた寄生虫の運命にはあまり関心が払われてこなかった。過去にはこれら寄生虫はすぐに死んでしまいヒトに害を与えないと考えられていた。しかし、最近の研究によれば体内である期間生存し、ある程度発育するもの、あるいはほとんど発育はしないものの長期間にわたって生存し続けるもの、などがあることが知られるようになった。しかも寄生虫はこの間にヒトに害を与えることがわかってきた。これらヒト

以外の動物を固有宿主とする寄生虫の幼虫によって引き起こされるヒトの疾患は幼虫移行症と呼ばれている。イヌやネコが保有する主な幼虫移行症の原因寄生虫は7-8種が知られているが、今回受賞の対象となった研究はそこからトキソカラ属線虫を原因とする幼虫移行症について疫学的な立場から検討したものである。

犬蛔虫と猫蛔虫はそれぞれイヌとネコを固有宿主とする寄生虫である。これらトキソカラ属線虫の虫卵は糞便とともに排泄されたあと、外界の適当な条件下で10-14日を経て発育し感染性を有するようになる。ヒトが誤ってこれら幼虫包蔵卵（虫卵の内部に幼虫を包蔵し、感染性を有する成熟虫卵）を経口的に摂取すると幼虫が内臓や眼に移行し、重篤な疾患（トキソカラ症）を起こす場合がある。本症はその発生頻度、診断の困難さ、あるいは症状の激しさなどの点で幼虫移行症の中でも特に重要な疾患の1つであると考えられている。

汚染の現状と問題点

(1) 公園砂場の糞便汚染

砂場の虫卵や微生物汚染の元区はイヌやネコを中心とするペットの糞便汚染にある。その汚染状況を、我々が実施した兵庫県下227カ所の砂場の調査成績から報告する。砂場の表面を細かく観察すると糞便を見ることができ、糞便は乾燥し、砂にまみれているために、その形状は通常の糞便とは異なって見えるが、内容物を詳細に検討すれば動物の毛や寄生虫の虫卵などを多量に含んでいるために、これが糞便であることが確認できる。227カ所の砂場の表面だけをこの方法で検査すると、その47%（106カ所）から糞便が検出された（表1）。そこでこの汚染状況をさらに詳しく調べるために砂場を市街地、郊外の住宅地および農村部に分け、糞便による汚染率を

表1 公園砂場の糞便ならびにトキソカラ属線虫卵汚染状況

検査場所	検査 公園数	糞 便		トキソカラ属線虫卵	
		陽性 公園数	陽性率 (%)	陽性 公園数	陽性率 (%)
市街地	109	68	62	75	69
住宅地	87	34	39	16	18
農村部	31	4	13	4	13
全 体	227	106	47	95	42

(UGA et al., 1989を改変)

比較したところ、それぞれ62%、39%、および13%と市街地の汚染率が有意に高いという結果が得られた (UGA *et al.*, 1989). この結果は市街地においてこれら糞便汚染が進んでいることを示している。市街地ではそのほとんどが舗装されているために、排便に適した場所は限られており、糞便は公園、特に砂場に集中するのに対して、農村部では周囲に排便に適した場所が多いため、糞便が拡散するのであると考えた。そこで汚染の最も強かった市街地から13カ所の砂場を選び、さらに詳細な検査を実施した。この調査では砂場の表面のみならず、内部も併せて検査した (砂場表面だけの検査と異なり、糞便の断片が砂の中から検出される。内部の砂は常に湿っているために、比較的容易に鑑別できる)。砂場の表面のみで判定した場合、13カ所中5カ所の砂場が糞便陰性と判定されたのに対して、砂場の内部も併せて検査すると、全ての砂場が糞便陽性であった。砂場は通常35cm前後の深さがある。表面から少しずつ砂を除き、砂場の底までに見られる糞便の断片数を調べると1㎡当たりの平均数は35個であった (UGA, 1993)。この値は、調査を行った13カ所の市街地の平均砂場面積 (25㎡) に換算すると砂場全体では815個もの糞便の断片が含まれることになる。しかしこの研究ではこれらの値が何頭分の糞便に相当するのか、あるいは砂場への排便がいつ行われているのか、等に関して明らかにすることはできなかった。

そこで我々はこの結果を再確認するとともに、より正確な糞便汚染状況を調べる目的でビデオカメラを使った調査を実施した。この方法は前述の13カ所の砂場から、さらに公園や砂場の面積、あるいは周囲の環境などの条件が近似した3カ所を選び、これらにビデオカメラを設置して排便に訪れる動物を1日24時間、合計424日間にわたって観察したものである (UGA *et al.*, 1996)。結

果を表2に示したが、この期間中に3つの砂場で観察された動物はイヌとネコの2種 (スズメやハトが数多く観察されたが、これらに関する解析は行っていない) であった。しかしその数を比較するとイヌの11頭に対して、ネコ961頭と砂場の糞便汚染の元凶はネコであり、イヌの果たす役割は小さいことが明らかとなった。調査を行った3つの砂場で1日当たりに観察されたネコの数、A砂場で0.7頭、B砂場で1.4頭、そしてC砂場で4.7頭であった。砂場に混入した糞便が完全に崩壊するまでには9週間ほどかかることが別の調査 (UGA and KATAOKA, 1995) で明らかになっているので、これらの値を基に砂場の糞便数を計算すると、A砂場では延べ数で44頭分の、B砂場では88頭分の、そしてC砂場では296頭分の糞便が存在することが明らかとなった。砂場におけるネコの排便時刻は、午前4-6時と午後の6-8時をピークとする2峰性の分布を示した。この分布を昼間と夜間で比較すると、夕方の6時から翌朝の6時までに観察されるネコの割合は全体の80% (772回) と、糞便汚染のほとんどは夜間に生じていることが明らかとなった。

(2) 公園砂場のトキソカラ属線虫卵汚染

公園砂場が多数のネコの糞便によって汚染されていることを明らかとしたが、その結果砂場がこれら糞便中に含まれる寄生虫の虫卵などによって汚染され、砂場を利用するヒトの健康に影響を与える懸念が生じてくる。そこで砂場の環境汚染の中でも特に重要であると考えられているトキソカラ属線虫卵の汚染状況を調査した。土壌 (砂) に含まれる虫卵を我々の周囲の環境から検出する試みはすでに海外のいくつかの国々で行われており、そのために工夫された種々の方法が報告されている。これらの方法のほとんどが高比重液を用い、虫卵を浮遊させる方法を採用している点において一致しているが、具体

表2 砂場で観察されたイヌ・ネコ

砂場 番号	観察期間 (日)	イヌ		ネコ		一日当たりの ネコ数
		最多*	合計	最多*	合計	
A	144	0	0	5	96	0.7 (0-5)
B	140	1	11	6	201	1.4 (0-6)
C	140	0	0	14	664	4.7 (0-14)
合計	424	—	11	—	961	

* 一日当たりに観察されたイヌ・ネコの最多数。

(UGA *et al.*, 1996 を改変)

的な手技、用いる検体の量、あるいは検査に要する時間などに相違点が多く、必ずしも確立した方法が知られている訳ではない。我々は過去に報告されている種々の方法を踏まえて検討した結果、比重1,200のショ糖液を用いる遠心沈殿浮遊法（宇賀ら, 1993）を採用することにした。その特徴は、①約200gという大量の砂を一度に検査できるうえに48%もの回収率を有する、②操作は簡便かつ経済的であることに加え、③検査に要する時間は1時間以内、などである。この方法を用いて県下の227カ所の砂場を検査したところ、42%の砂場から虫卵が検出された。地域別の汚染率では市街地69%、住宅地18%、そして農村部13%と砂場の糞便汚染の結果と近似していた（表1）。検出された虫卵はその86%が幼虫包蔵卵にまで発育していた。しかもこの値は調査を行った3地域で差が認められず、いったん砂場に排泄された虫卵は途中で死滅することなくそのほとんどが幼虫包蔵卵にまで発育していることが明らかとなった（UGA *et al.*, 1989）。

過去の我々の調査では、兵庫県下のイヌ（宇賀ら, 1982）やネコ（宇賀ら, 1983）はその5頭に1頭がトキソカラ属線虫の寄生を受けていた。これらの事実と砂場の糞便数とを考えあわせると砂場の虫卵汚染率はもっと高いことが考えられる。前述の砂場の調査結果は一回の

検査から得られた結果であるが、13カ所の市街地の砂場を4-15回繰り返し検査すると、このうちの92%（12カ所）から虫卵が検出され、やはり虫卵の汚染はほとんどの砂場に及んでいることが明らかとなった（UGA, 1993）。

その対策と問題点

以上述べた結果より、ほとんどの砂場はネコの糞便によって汚染されていた。その結果砂場からは多数の寄生虫卵が検出され、これがヒトの健康に悪影響をおよぼす可能性のあることが明らかとなった。同様な指摘をする報告は海外でも多数見られるが、これらの報告ではいずれも汚染の現状が指摘されているのみであり、積極的な砂場の汚染防止対策や汚染された砂の清潔化に関する検討がなされているわけではない。著者らはこの問題に関していくつかの対策法を検討したのでその結果を報告する（宇賀, 1994）

(1) 砂入れ替えの効果

汚染された砂の入れ替えの効果を検討した（UGA and KATAOKA, 1995）。まず対象とした3カ所の砂場の砂をすべて入れ替え、それ以後3週間毎の汚染の推移を虫卵の検出数を指標として42週目まで観察した（表3）。砂入れ替え前（0週目）の検査では3カ所の砂場のaか

表3 砂入れ替え後の砂場内虫卵数の変化

砂場 番号	場所	砂 入 れ 替 え 後 の 週 数															平均虫卵数 200g
		0*	3	6	9	12	15	18	21	24	27	30	33	36	39	42	
1	a	26	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	14	17	10	34	5
	b	87	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	1	1
	c	16	0	0	0	0	0	0	2	5	0	3	0	1	0	0	1
	d	23	0	0	7	1	0	0	0	0	2	4	3	0	3	0	1
	e	17	0	0	292	2	0	0	1	0	1	9	8	15	4	1	24
2	a	35	0	0	77	5	0	0	1	8	214	500	ND	18	11	33	67
	b	11	0	0	3	0	0	0	0	0	4	9	30	18	26	74	12
	c	12	0	0	2	0	0	0	3	404	187	21	32	9	27	63	53
	d	70	0	0	0	0	0	0	0	3	19	209	50	56	13	253	43
	e	ND!	0	1	3	7	0	0	0	3	12	16	88	82	62	135	29
3	a	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.3
	b	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.1
	c	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	d	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	e	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* 砂の入れ替え直前に検査。500個以上の虫卵を検出。

! 検査せず。（UGA and KATAOKA, 1995を改変）

らeの5カ所のほとんどから虫卵が検出され、これら3カ所の砂場はいずれもトキソカラ属線虫卵の汚染を受けていることを示している。砂入れ替えの翌日にはいずれの砂場からも3-7頭分の糞便が認められた。その後もほぼ同数の糞便が毎日新たに追加されたが、これらがイヌからのものかネコからのものかについての鑑別は行わなかった。砂の入れ替え直後あるいは3週目には虫卵は全く検出されなかったが、6週目には砂場2のe地点から、そして9週目には3カ所全ての砂場のそれぞれ1-4地点から虫卵が検出された。9週目に検出された虫卵数は砂入れ替え前の数にほぼ達しており、砂入れ替えの効果は長く続かないことが明らかとなった。

虫卵は15および18週目には認められなかった。しかしこの実験を行った15週目と18週目は1991年の8月20日と9月11日に相当する。調査を行ったこの年の夏は異常気象で、7月下旬から9月上旬までの雨量は平年の12%しか記録されていない。従って砂場表面の虫卵は高熱と乾燥により死滅したためではなかろうかと考えた。虫卵は21週目頃から再び検出されるようになり、以後調査の終了した42週目までその状態は持続した。

(2) 熱による虫卵殺滅の効果（ビニールシートを利用する方法）

我々が行った予備実験の結果、虫卵は比較的熱に弱く50℃の湿熱で5分間処理すると全ての虫卵はその感染性を消失することが確かめられている。そこで日中に砂場表面をビニールシートで被えば、この温度が得られるのではないかと考えその可能性を検討した（UGA and KATAOKA, 1995）。砂の表面をビニールシートで被わなかった場合、表面温度は最高56℃にまで達したものの、砂場内部の温度上昇はほとんど観察されなかった。これに対しビニールを用いた場合は内部の温度上昇が観察された。黒いビニールを用いた場合、表面温度は59℃にまで上昇したが、内部の温度上昇は顕著ではなかった。これに対し透明なビニールを用いた場合、表面から3cmの深さの温度を42℃以上に3時間保つことができた。この実験では同時に砂場の各深度に放置した虫卵の生存性とマウスに対する感染性も調べている。砂場表面に放置した虫卵はいずれの実験においてもその感染性を完全に消失していた。しかし、表面から3cmあるいはそれ以上の深さの虫卵の生存性や感染性にはまったく影響が認められなかった。虫卵は42℃で3時間の熱処理を1回受けた場合でも、その感染性を失うことはなかった。しかしこの

熱処理を1日1回、5日間繰り返した結果、その感染性を完全に消失させることができた。以上の結果より、砂場表面をビニールシートで覆い、虫卵を殺滅しようとするこの試みは、夏場に晴天が5日間持続するという条件下で砂場の表面から3cmまでの虫卵に効果があるという結果であり、現実的にはあまり効果的な方法であるとは考えられなかった。

(3) ビニールシートによる糞便汚染防止の効果

砂場表面をビニールシートで覆うことによって新たなネコの糞便の供給を絶つことができるのではないかと考えた。特に、ネコの排便はその80%が夜間と早朝に行われる事実（ビデオカメラの観察結果による）より、夜間にこれを行えば効果的であると考えた。そこで、兵庫県西宮市内の5カ所の幼稚園の砂場を対象としてビニールシートによる糞便汚染防止対策を実施した（宇賀ら, 1995）。方法は毎夕方退園時に砂場にシートを掛け、翌朝これを除くという方法である。乾熱処理によりいったん砂場を清潔化した後、各園の職員に依頼してシート着脱の操作を約3カ月間にわたって実施してもらったが、その全ての園において清潔化後8-16週後には再び虫卵が検出されるようになり、効果は認められなかった。その理由はシートの着脱が正確に実行されなかったためであると考えられた。シートの着脱によって糞便（虫卵）の汚染を防ごうとするこの方法をどのように感じるのかを操作の担当者に質問したところ、4園中3園が“煩雑であり苦痛であった”と回答した。以上の結果より、シートの着脱によって糞便汚染を防ぐ試みは、理論的には簡便・安全かつ安価な方法ではあるが、現実的な方法ではないと結論した。

(4) フェンス設置の効果

2カ所の砂場を対象として一方には砂入れ替え後そのままの状態、他方は砂入れ替え後フェンス（高さ90cm）を設置した状態で、その後の3週間毎の虫卵の汚染の推移を観察した（UGA and KATAOKA, 1995）。フェンスで囲わなかった砂場では、6週目から虫卵が検出され始めた。9週目にはその数を増し、12週日以降の汚染の程度は砂の入れ替え前のそれとほぼ同じ状態となった。一方、フェンスを設置した場合でも9週目には砂から虫卵が検出された。24週目までの観察では検出される虫卵数はフェンス設置前の数まで増えることはなかったが、砂場内部への汚染の広がり状態（虫卵の垂直分布）はフェンスを設置しない場合とほぼ同様であり、フェンス設置

の効果は特に認められなかった。ただし、海外のいくつかの国々からはフェンスの有効性が報告されている。これらの違いは単にフェンスの構造によるものであり、その美観や利用者の感情にこだわらずイヌ・ネコを完全に防ぐ構造を持ったものを作ればその効果は期待できる。

(5) 砂場の大きさと汚染

砂場や公園の面積と虫卵の汚染率との間に何らかの関係があるのではないかと考えた（宇賀ら，1997）。調査した結果（表4），面積が50㎡を越える大きな砂場の虫卵陽性率は13%であるのに対して，15㎡を下回るような小さな砂場では39%と，統計的にも有意な差をもって小さな砂場の汚染率の高いことが明らかとなった。この結果は，公園面積を指標として調査した場合も同様であった。すなわち，小さな公園（500㎡以下）の虫卵汚染率（38%）は，大きな公園（2,000㎡以上）のそれ（17%）の2倍以上であった。大腸菌の汚染状態を指標として調査した場合も，虫卵で得られた結果と似た傾向が認められたが，その差の程度は虫卵で見られたほど顕著ではなかった。以上の結果より砂場建設の際にはその面積をできるだけ大きくすることで汚染の程度を軽くすることができると考える。

(6) 抗菌砂の効果

小児の安全という立場から我々は薬品類を用いた対策法には消極的であった。しかし安定した効果を比較的長時間に渡って期待し，しかも維持管理が容易な方法を求める場合，安全性の確保された薬品類を用いた対策を検討することも必要であると考えた。最近になってガラスに銀イオンを含有させた無機質抗菌物質が細菌類だけでなくトキソカラ属線虫卵に対しても殺滅効果を有することが明らかとなった（宇賀・伯耆，1994）。この抗菌物質（イオンビューアー，石塚硝子）はすでに食器棚シート，まな板，あるいは時計用皮バンドなどに使用され，その

安全性も確認されている物質である。トキソカラ属線虫卵をこの物質と一緒に培養すると，抗菌物質から溶出した銀イオンが虫卵表面に付着し虫卵表面が黄褐色に着色する。この変化は培養の18時間目頃から見られ始めるが，時間の経過とともに進行し，最終的に虫卵は黒色となる。この影響は内部の幼虫にもおよび，幼虫体は死滅する。砂場での実際の使用に際しては，抗菌物質を1-2%含む自然砂を用いる。実験室内における成績では，本抗菌物質が5%以上に水分を含む条件で（砂場の砂の水分含量は2-20%）虫卵への影響が確認されている。

(7) 焼砂機と忌避剤を併用する方法

この方法は神東塗料株式会社（大阪）が砂場の細菌や虫卵汚染の対策法として開発した方法をそのまま採用した。すなわち焼砂機（サンドクリーナー，神東塗料）を用いて再生させた砂場（虫卵，大腸菌共に殺滅される）の1㎡あたりに，この会社で生産している忌避剤（のらヨケサンド）の1kgを散布・混合するという方法で，砂の再生と同時にその後の糞便汚染の防止を計ることを目的とした方法である。効果判定の方法は，同一砂場内に忌避剤処理区域と抗菌剤処理区域，さらには未処理区域をもうけ，排便に訪れるネコの数ビデオカメラを用いて観察する方法である。観察期間を通じて記録されたネコ数は379頭であった。このうち忌避剤を散布した区域で観察されたネコの割合は12%と抗菌剤区域の54%，対象区域の34%と比較しても低い値であった。3つの区域をネコが無作為に訪れた場合の期待値は33%であり，これに対して12%は有意（ $P<0.05$ ）の減少と言える（宇賀ら，1994）。抗菌剤区域で観察されたネコの数が多かったのは，単にこの区域が対照区域をはさんで忌避剤区域から最も離れた場所に位置していたため，および抗菌剤を含ませる砂は糞尿に汚染されていない新しい砂を用いたためと考えられる。したがってこの方法による対

表4 公園および砂場面積がトキソカラ属線虫卵や大腸菌の陽性率におよぼす影響

区域*	砂場面積を指標**			公園面積を指標**		
	対象数	虫 卵	大腸菌	対象数	虫 卵	大腸菌
大	23	13	78	23	17	87
中	46	24	78	60	27	80
小	75	39	88	61	38	85

** 砂場面積を指標とした場合：大 ≥ 500 ㎡，中15-50㎡，小 < 15 ㎡

公園面積を指標とした場合：大 ≥ 2000 ㎡，中500-2000㎡，小 < 500 ㎡

** 虫卵および大腸菌の項に示した数字は陽性率（%）を示している。

策は、糞便の混入を完全に防ぐことはできないものの、糞便数を低く抑え感染の機会を減少させるという点において効果的であると考えた。

おわりに

以上述べた砂場の糞便ならびに虫卵汚染に関する一連の問題は、「ペットブーム」という言葉に代表されるような社会現象と、人口の集中化あるいは都市化といった生活環境の変化に伴って生じた一種の環境汚染と考えられる。砂場での砂遊びとトキソカラ感染との間の明確な因果関係を証明しにくい為、その危険性が十分に認識されているとは云えないが、固有宿主におけるトキソカラ属線虫の寄生率や砂場の糞便汚染率をみればその重要性は明白であろう。砂場汚染とヒトの健康に関するこの問題は最近になって注目されてきた問題である。従ってその対策法の検討も十分ではない。本論文ではこれらの対応策として考えられるいくつかについて報告したが、いずれも一長一短があり、現時点ではこの問題を全面的に解決できる「特效薬はない」と認識しておくべきであろう。

ペットとの係わり合いを通じて、我々が受ける恩恵には計り知れないものがあることは事実である。しかし一方、そのことを原因として生ずる健康上の障害も無視することは出来ない。今後はこれらの事実を踏まえた上でペットと係わってゆくことが肝要であると考える。

引用文献

- UGA, S. (1993) Prevalence of *Toxocara* eggs and number of faecal deposits from dogs and cats in sandpits of public parks in Japan. *J. Helminthology* 67: 78-82.
- 宇賀昭二 (1994) 公園砂場におけるトキソカラ属線虫卵の汚染の現状と対策. *動薬研究* 49: 6-14.
- 宇賀昭二・伯耆由美 (1994) 砂場におけるイヌ・ネコの糞便汚染防止対策—無気質抗菌物質の効果—。環境管理技術 12: 1-8.
- 宇賀昭二・伯耆由美・松村武男・南 俊和・矢原 顕・浅井直美・永田健二 (1994) 砂場におけるイヌ・ネコの糞便汚染防止対策—焼砂機と忌避剤併用の効果—。環境管理技術 12: 74-79.
- 宇賀昭二・伯耆由美・小野一男・松村武男 (1995) 幼稚園の砂場におけるトキソカラ属線虫卵の汚染状況調査と汚染防止対策. *環境管理技術* 13: 290-295.
- UGA, S. and N. KATAOKA (1995) Measures to control *Toxocara* egg contamination in sandpits of public parks. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 52: 21-24.
- UGA, S., T. MATSUMURA, N. AOKI and N. KATAOKA (1989) Prevalence of *Toxocara* species eggs in the sandpits of public parks in Hyogo Prefecture, Japan. *Jap. J. Parasitol.* 38: 280-284.
- 宇賀昭二・松村武男・東塚伸一・木田吉人・片岡陳正 (1993) 砂場からの犬・猫蛔虫卵検出法. *臨床検査* 37: 685-688.
- 宇賀昭二・松村武男・山田都佐雄・大西富男・五藤政義 (1983) 兵庫県下におけるネコの寄生蠕虫類について. *寄生虫誌* 32: 91-98.
- UGA, S., T. MINAMI and K. NAGATA (1996) Defecation habits of cats and dogs and contamination by *Toxocara* eggs in public sandpits. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 54: 122-126.
- 宇賀昭二・水野不二男・松村武男・伊藤 隆・塩見雅志・渡辺嘉雄・山田都佐雄・大西富男・五藤政義 (1982) 兵庫県下における捕獲犬の寄生蠕虫類について. *寄生虫誌* 31: 407-413.
- 宇賀昭二・小野一男・伯耆由美・片岡陳正・ライシバクマラ (1997) 兵庫県下における公園砂場の犬・猫蛔虫卵ならびに大腸菌汚染状況. 神戸大学医学部保健学科紀要 13 (印刷中).