

長野県上高地地区におけるチョウ類群集を用いた治水工法の評価の試み

田下 昌志¹⁾・丸山 潔²⁾・中村 寛志³⁾・小林 久夫⁴⁾

- 1) 長野市安茂里1863-1
- 2) 長野県穂高町柏原1566-1
- 3) 信州大学農学部
- 4) 長野市松代町西寺尾下高相1832-5

受領：2005年9月1日；受理：2005年11月6日

The effects of disaster prevention works on butterfly assemblage between 1992-1994 and 2003-2004 at the Kamikochi Area, Nagano Prefecture. Masashi Tashita¹⁾, Kiyoshi Maruyama²⁾, Hiroshi Nakamura³⁾, Hisao Kobayashi⁴⁾ (¹⁾ Amori 1863-1, Nagano, 380-0943 Japan; ²⁾ Kashiwabara 1566-1, Hotaka, Nagano, 399-8304 Japan; ³⁾ Faculty of Agriculture, Shinsyu University, Minamiminowa 8304, Nagano, 399-4511 Japan; ⁴⁾ Shimotakasou 1832-5, Nishiterao, Matsushiro-machi, Nagano, 381-1215 Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* : () .

Abstract

Butterfly assemblage was monitored using a route census method at 2 observation sites in the Kamikochi area of Nagano Prefecture along the Saigawa River in 1992-1994 and 2003-2004. One was at the Okumatashiro Section, where erosion control dams and forest road were constructed, and the other was Myojin Section, where gabions were constructed. The results showed that the number of species decreased at each study site, and that individuals decreased at the Myojin site. It was estimated that the environment of the Okumatashiro Section succeeded to native forest, as ERⁿ and HI-index were comparatively higher in 2003-2004 than in 1992-1994. The degrees of overlap of species were especially low at the Myojin Section. Because vegetation on the constructed sites changed to natural forest from grasslands during the 10 year period, the natural environment of the butterfly habitats was little affected by these disaster prevention works. It is possible that seeds were not used to recover the vegetation on the bare lands after construction but that vegetation recovered by natural succession. As the value of the environment is influenced by natural changes, it is necessary to analyze census data in comparison with those of neighboring sites.

Key words : Butterfly assemblage, Environmental assessment, Disaster prevention works, Kamikochi, Nagano

筆者らは、1992～1994年および2003～2004年にかけて長野県松本市安曇上高地地籍の2カ所において、えん堤工事や林道工事（奥又白地区）および護岸工事（明神地区）の実施により自然環境を攪乱した直後、および約10年経過後の環境の変化をチョウ類群集により把握する試みを行った。

その結果、両調査地とも種数が減少したほか、明神地区では、個体数が半減した。奥又白地区では、建設当時は群集の質を示すERⁿおよびHI指数は、対照区に比べて低く、10年後には対照区と同程度であったことから、環境は回復する傾向が伺えた。明神地区では、森林化による種構成の変化が確認された。

建設後の裸地は、播種等の緑化工が行われなかったため、自然植生が遷移してきており、希少な種の発生が確認された。また、蛇籠工に土砂を被せた工法の箇所では、森林への遷移が抑えられ、草原的な環境がパッチ状に創出されたことから、希少種の発生が認められた。

工事の影響をチョウ類群集により評価する場合については、環境（チョウ類群集）が、人工の改変を伴わない自然状態でも変動することが今回の調査から確認された。したがって、保全目標の設定に当たっては、工事施工前の環境および隣接した対照地の環境の変化を比較して、同じ時期における対照地の環境を基本に評価するのがよいと考えられた。

はじめに

近年、環境保全に対する住民の意識が高まってきており、国土交通省等は、社会資本の整備をする際には、自然環境に配慮した工法を採用してきている。河川工事については、1980年代の後半頃から従来のコンクリートを使用した工法に近自然工法を取り入れる動きがさかんになり、桜井(1991)や W. Begemann *et al* (1997), 太田ら (1999) などのように近自然工法に関する解説書が出版された。とくに、自然公園や観光地などでは、自然環境や景観に対する工事の影響を減らすとともに、改変後できるかぎり早期に改変前の自然植生へ戻すことが求められる。国土交通省は、生物の生育・生息環境の保全に配慮するための基本的な考えをまとめ(反町ら, 2000), 施策の方向性を示す等の取り組みを行っている。

最近では、こうした近自然工法の施工実績が増えたことから、近自然工法による効果を評価する事例が集積されつつある。間野(2004)は、都市部に造られる公園について、天然植生を用いた近自然工法の方が生物の多様化が図られることをチョウ類群集を通して報告した。さらに、内藤(2004)や山路(2004)は、川辺林の再生を促す工法や木製品の利用が水域での生物多様性を生み出すことを報告している。しかし、こうした工法が自然環境の回復にどの程度寄与しているのかを定量的に評価する手法は、まだ確立されていない状況(小山内ら, 2005)である。また、工事実施後の環境変化についての報告は、工事施工2~3年経過後の報告は多い(桜谷ら, 1991)が、10年程の長期間経過した後での報告は少ないものと思われる。また、チョウ類群集の長期にわたる変化について、自然への人為的な干渉との関係から定量的に論じたものは、清(1996a, b)などの報告の他はほとんど見受けられない。

今回の調査地である長野県上高地は、年間190万人が訪れる日本を代表する観光地である。ここでは近年、上流から著しい量の土砂が流出しており、河床の上昇が進んでいる。このため、観光客等が、洪水や土砂災害の被害を受ける危険性が高く、被害を未然に防止するための防災事業が実施されている。さらに調査地は、中部山岳国立公園の特別保護地区および特別名勝天然記念物に指定されており、上高地における大部分の防災工事は、景観や自然環境に配慮して実施されている。

筆者のうちの一人は、1992年~1994年にかけて、上高地の明神および奥又白地区においてチョウ類群集を指標とした環境モニタリング調査を実施しており(田下ら, 1997), 今回、チョウ類群集を評価指標として、当時の対策工事実施直後のモニタリング結果と、工事施工後10年程度を経過した2003年~2004年の結果比較して、対策工の施工に伴う自然環境への影響を定量的に評価する試みを行った。

材料と方法

1. 調査地の概要

信濃川水系犀川の上流域に位置する長野県安曇村上高地に、調査ルートを設定した。犀川は北アルプスの槍ヶ岳(標高3,180 m)を水源とし、松本平で奈良井川や高瀬川と合流、善光寺平(長野市, 標高350 m)で千曲川に流入する延長160.7 km、流域面積2,747 km²の河川である。上高地地区は、標高が1,500 m~1,800 mと高く、ウラジロモミ *Abies homolepis Siebold et Zucc.* やトウヒ *Picea jezoensis Siebold et Zucc.* などが極相林を形成する亜高山性の気候であり、昼夜、夏冬の寒暖の差が激しい。降水量は年間2,500 mm程度と多い。冬には、1 mを超える積雪がある。

調査地は、上高地内の奥又白谷(標高約1,650 m)と明神(標高約1,530 m)の2地区である。それぞれの地区では、えん堤工と林道、および護岸工が施工され、一時的に植生が取り除かれている。本来は、一般的に環境の回復の目標として設定する改変前のモニタリングデータがあればよいが、当箇所における工事着手前のデータがないため、できる限り近隣で、近似の条件にある自然状態の箇所を改変前の環境整備目標とするとともに、環境変化を比較するための対照区として選定した。各調査地の概要を表1に示す。

奥又白地区(奥又白A)は、幅4 m程度の未舗装の林道が河川沿いに開設されているほか、コンクリートの治山えん堤が数基建設されている。建設当時は、周辺の植生の大部分が取り除かれ、砂礫の裸地が目立つ環境となった(図1a)。建設後の裸地は、播種などの緑化工は施工されていないと思われるが、現在は、こうした裸地に、フジアザミ *Cirsium purpuratum Maxim.* やイワノガリヤス *Calamagrostis langsdorffii Link.*, シシウド *Angelica pubescens Maxim.*, オニシモツケ *Filipendula kamschatica Pall.*, イタドリ *Reynoutria*

表1 各調査地の標高, 調査回数, 環境

調査地	標高 (m)	調査回数	調査月	調査期間	工作物の状況	周囲の環境
奥又白	A	8	6月~9月	1993年7月~1994年9月	治山えん堤, 林道が建設されている 亜高山帯の溪流	森林
	B 対照区			1750		
明神	A	10	5月~9月	1992年7月~1993年7月 2003年6月~2004年5月	蛇籠護岸工が建設されている 亜高山帯の川辺林縁	森林
	B 対照区			1530		

japonica Houtt., ヨモギの一種 *Artemisia sp.* が生え、比較的高茎植物からなる草地と植生が貧弱な場所では、ミヤマハタザオ *Arabis lyrata L. var. kamschatica* Fisch., ヤマハハコ *Anaphalis margaritacea L.*, ニガナ *Ixeris dentata* Thunb., フキ *Petasites japonicus Siebold et Zucc.* などの生える草地となっている (図1b). さらに、部分的に、高さ2~4m程度のドロノキ *Populus maximowiczii A. Henry* などの木本類の侵入が見られる。周辺はウラジロモミやダケカンバ *Betula ermanii Cham.* などの原生林である。

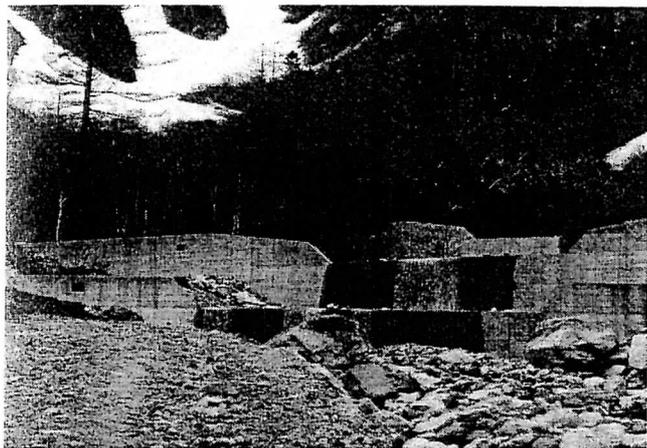


図1a 奥白又A地区 (1994年)



図1b 奥白又A地区 (2003年)

対照区の奥又白B地区は奥又白Aの直上流部にあたる。イワノガリヤス、イワオウギ *Hedysarum vicioides Turcz.*, オニシモツケなどの草地や、背丈の低いダケカンバの疎林となっている。溪流は、上流から供給される多量の土砂により広い河原になっている。

明神Aは梓川に沿ったルートで、樹高10m程度のウラジロモミやヤナギ類 *Salix sp.*, ダケカンバなどの深い森林となっている。林縁部に流向を調整し、堤内地への浸水被害をなくすことを目的とした護岸工が施工されている。護岸は、自然環境や景観の保全を目的として、針金で造った籠の中に玉石を詰め込んだ蛇籠工が採用されている (図2a)。調査ルートのおよそ半分の区間では、蛇籠工をさらに砂利で埋め戻し、人工構造物が外から見えない工法を採用している (図2b)。護岸工施工に伴い林縁部の植生は一旦取り除かれたが、すぐに再生し、フキ、ヤマハハコ、イタドリ、シナノザサ *Sasa senanensis Rehder* などが生える低茎の草地



図2a 明神A地区 (蛇籠工 1993年)

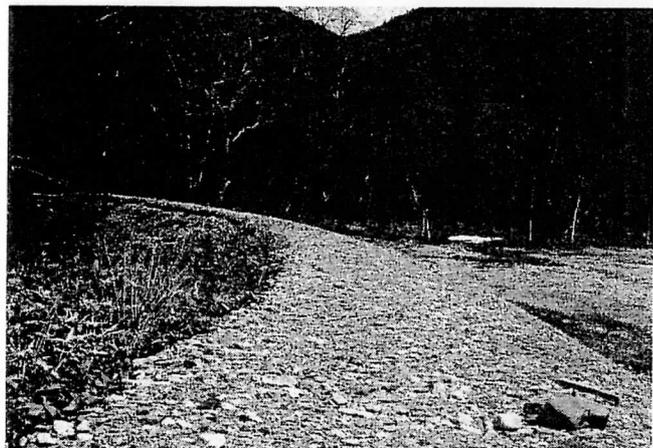


図2b 明神A地区 (蛇籠工を土砂で埋め戻した区間 1993年)



図2c 明神A地区 (蛇籠工 2003年)



図2d 明神A地区 (蛇籠工を土砂で埋め戻した区間 2003年)

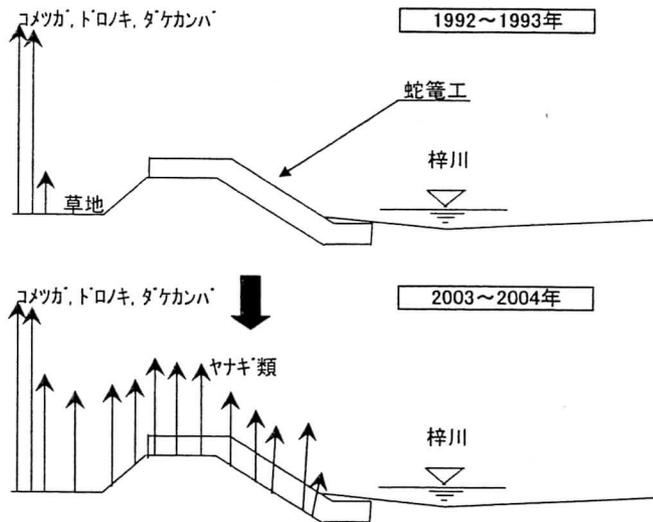


図3-1 明神A 工法1 河川断面の変化

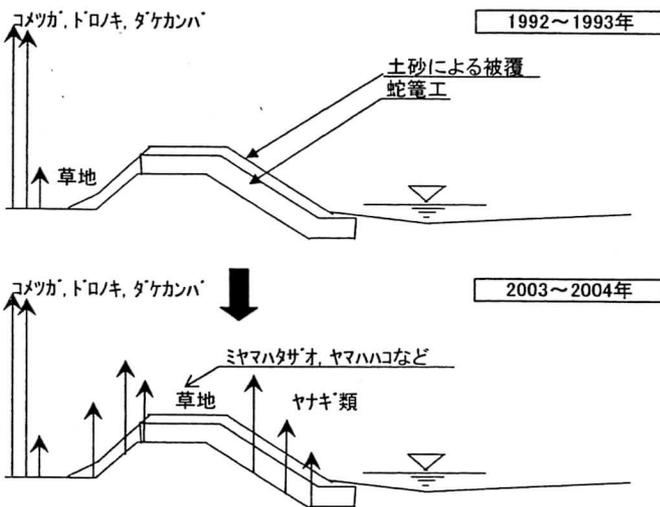


図3-2 明神A 工法2 河川断面の変化

となった。現在、堤内地のこうした草地は、ヤナギ類がかなり高密度で生え、林床は暗い環境となっている。また、護岸上は、蛇籠がむき出しになっている箇所は、ヤナギ類がかなり高密度に生える林になっている（図2c, 図3-1）。蛇籠を砂利で埋め戻した箇所は、ヤナギ類が疎らに生え、林床には、ミヤマハタザオなどが疎らに生えている（図2d, 図3-2）。

対照区の明神Bは、明神Aと梓川の上流で隣接している場所である。人工構造物はなく、ヤナギ類やダケカンバなどの天然の河畔林である。林縁にミヤマハタザオ、フキ、イワノガリヤス、イタドリなどが生える草地が見られた（図4a）が、現在は、流水が林縁に近づき、林縁の草地を浸食したため、一部にわずかにフキやミヤマハタザオなどの生える草地が残る程度になっている（図4b, 図5）。

2. 調査の方法

モニタリングは、500 m のルートを設け、概ね 30 分間で往復し、見かけたチョウの種名と個体数を記録した。種



図4a 明神B地区 (1993年)



図4b 明神B地区 (2003年)

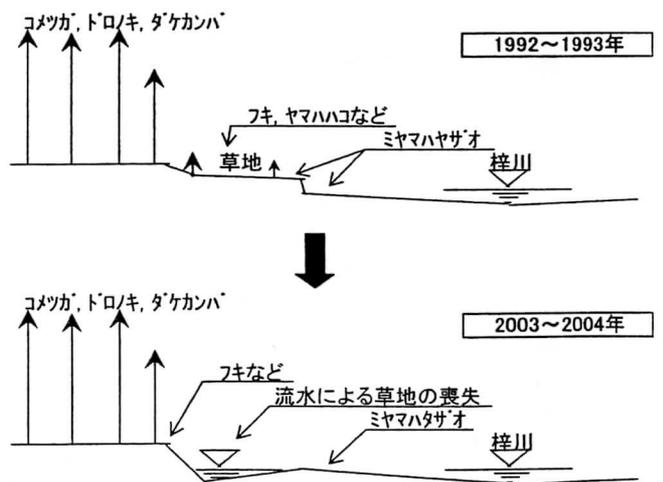


図5 明神B 河川断面の変化

ごとの記録個体数は、30 分間に換算して計算に用いた。センサを開始する直前に天候や気温、照度を測定した。センサは、9:00~15:00 の気温が上昇する時間帯に実施し、照度が 25,000 Lux 以上で明るく、さらに気温が 16℃以上の状況のもとで行った。調査頻度は、調査地における月平均気温が 10℃以上の月に、月あたり 2 回とした。気温が測定されていない調査地については、最寄りの観測地点の記録を用い、標高補正により平均気温を推定した。したがって、奥又白地区では、6 月~9 月、明神地区では、5 月~9 月にかけてそれぞれ 8 回と 10 回づつの調査を行った（表 1）。

3. 評価手法

種の多様性を示す様々な指標により、1992年～1994年の記録と2003年～2004年の記録を比較し、環境の変化について検討した。評価指標として、Shannonの平均多様度 H' (木元ら, 1989), RI指数 (中村ら, 1995) を、さらに種に生息地の環境により重み付けした指標である環境階級存在比ER (田中, 1988), 環境階級度ER" (田下ら, 1997) およびHI指数 (田下ら, 1997) を用いた。また、調査年間や調査地間のチョウ群集の変化状況を調べるために、重複度についてPiankaの α 指数 (木元ら, 1989) を算出した。

平均多様度 H' は次式で算出した。

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

ここで、 N は総個体数、 n_i は i 番目の種の個体数である。

RI指数は次式により求めた。

$$RI = \sum R_i / S(M-1)$$

ここで、 S は全種数、 M は4である。 R_i は、観察されなるとき0、1～2個体を観察したとき1、3～9個体を観察したとき2、10個体以上観察したとき3として計算した。

環境階級存在比ERは次式により求めた。

$$ER(X) = (\sum X_i \cdot T_i \cdot I_i) / (\sum T_i \cdot I_i)$$

また、各階級の指数に重みづけを行うことにより、一元化した環境階級度ER"を次式により計算した。

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

ここで、 X_i は i 番目の種の各環境段階 (α : 原始段階(ps), β : 非定住利用段階(as), γ : 農村・人里段階(rs), δ : 都市段階(us))の生息分布度、 T_i は i 番目の種の総個体数、 I_i は i 番目の種の指標値である。

また、人為による土地への攪乱の状況を判別するために、HI指数を下記により算出した。

$$HI = \sum n_i D_i F_i / (\sum 3 n_i D_i) \times 100$$

ここで、 n_i は i 番目の種の個体数、 D_i は分布の広さの指数で、①都市(住宅地)②耕作地③浅い山地・里山④深い山地の植栽林・二次林⑤極相的環境の5つのうち、すべての環境に生息する種、4つの環境に生息する種、3つの環境に生息する種、1～2の環境に生息する種に、それぞれ、0, 1, 2, 3の値を与えた。 F_i は幼虫期の食性の指数で、食草の大部分が帰化植物・栽培種や攪乱地への先駆植物である種には0、どちらかという帰化植物・栽培種・攪乱地への先駆植物を多く食する種には1、どちらかという上記の植物種以外を多く食する種には2、食草の大部分が上記植物種以外の種には3の値を与えた。

ER"とHIは、原始段階の環境から都市化した環境へ100から0の値を示す。

重複度 α の計算は、次式により求めた。

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

ここで、 N_1, N_2 は総個体数であり、 n_{1i}, n_{2i} は i 番目の種類の個体数である。

結 果

1. 種数・個体数の変化

調査地2カ所の確認種と確認できた個体数を、調査地および調査年ごとに表2に示す。2003-2004年の調査で、奥又白A地区では23種が、明神A地区では27種が確認された。確認した個体数は、200～400頭程度であった。また、1992-1994調査では、奥又白Aで30種、明神Aで28種で、400頭程度の個体が確認できた。対照区である奥又白Bや明神Bの種数は2003-2004調査では、23～24種となり、1992-1994調査結果の29種と比較して減少する傾向があった。さらに、対照区における個体数は、1992-1994調査と比較して2003-2004調査では200頭程度となり、およそ半分に減少した。

確認された種をみると、奥又白Aでは、イチモンジセセリ、ヒメアカタテハの増加が目立った反面、ツマジロウラジャノメ、ヒメキマダラヒカゲ、モンシロチョウ、ミドリヒョウモン、ウラギンヒョウモンの減少がみられた。なお、モニタリングの調査時間外ではあるが、1992-1994調査で確認できなかったベニヒカゲが、治山えん堤下部の再生した草地で複数個体観察された。イチモンジセセリの増加やツマジロウラジャノメ、ヒメキマダラヒカゲの減少は、対照区のB地区でも同様であった。

次に明神Aでは、イチモンジセセリの増加が同様に確認された反面、ヒメシジミ、エゾスジグロシロチョウ、コヒオドシ、ヒメキマダラヒカゲ、モンキチョウ、ツマジロウラジャノメ、ギンボシヒョウモンの減少がみられた。なお、2003年のモニタリングの際に、クモマツマキチョウの3齢～終齢幼虫が、図2d、図3-2の工法の堤防上に生えたミヤマハタザオから5個体みつけた。イチモンジセセリの増加やエゾスジグロシロチョウ、コヒオドシ、ヒメキマダラヒカゲ、モンキチョウ、ツマジロウラジャノメ、ギンボシヒョウモンの減少は、対照区の明神Bでも同様の傾向であった。

2. 多様性などの変化

多様度指数などの計算結果を表3に示す。奥又白Aでは、平均多様度 H' がやや低下する傾向がみられたが、RI指数は、やや増加した。平均多様度 H' の経年変化を図6に示す。奥又白Aにおいては、年間を通じて、多様度が減少する傾向が見られた。また、個別の種ごとに環境の重み付けをしたER"では、移動性のある種の影響を受け、低下する傾向にあった。HI指数では、移動性のある種の情報が計算上評価されていないことから、増加する傾向がみられた。ERを図7-1に示す。田中(1988)は、環境階級存在比(ER)を提唱した際に、原始段階の典型例として、奈良県春日山での調査結果を掲げているが、その例では、非定住利用段階(as)の数値が原始段階(ps)の数値を上回っている。今回の上高地における調査結果では、psの値がとても高い状態にあり、原始段階の典型例となっている。グラフのパターンは、調査年の間で類似しており、環境の変化は認められなかった。在来植物を幼虫が食べている種の個体数割合は減少したが、これは、イチモンジセセリの増加によるものである。

表2 確認された種数と個体数¹⁾

	草原性G・ 森林性F	1化性・ 多化性	移動性 M	在来植 物食	奥又白A		奥又白B		明神A		明神B	
					1993- 1994年	2003年	1993- 1994年	2003年	1992- 1993年	2003- 2004年	1992- 1993年	2003- 2004年
キアゲハ	<i>Papilio machaon hippocrates</i> C.Felder & R.Felder	G	多			2.00	4.00			2.00	2.00	6.00
カラスアゲハ	<i>Papilio bianor dehaanii</i> C.Felder & R.Felder	F	多		在						3.00	2.00
ミヤマカラスアゲハ	<i>Papilio maackii</i> Ménétriès	F	多		在	1.00	1.00	2.00	0.75	3.00	4.00	3.00
キチョウ	<i>Eurema hecabe hecabe</i> (Linnaeus)	F	多	M			4.00				1.00	
スジボソヤマキチョウ	<i>Gonepteryx aspasia nipponica</i> Bollcw	F	1		在					6.00	3.00	1.00
モンキチョウ	<i>Colias erate poliographus</i> Motschulsky	G	多			19.00	5.00	52.00	1.75	12.00	1.00	12.00
クモマツマキチョウ	<i>Anthocharis cardamines issaikii</i> Matsumura	G	1		在	1.00		4.00	6.00		+ ²⁾	2.00
モンシロチョウ	<i>Pieris rapae crucivora</i> (Boisduval)	G	多			10.00		1.00		1.00		4.00
エゾスジグロシロチョウ	<i>Pieris napi japonica</i> Shirozu	G	多		在	42.00	13.00	16.00	4.67	84.00	13.00	66.00
ウラゴマダラシジミ	<i>Artapoetes pryori</i> (Murray)	F	1		在					1.00	1.00	1.00
ミドリシジミ	<i>Neozephyrus japonicus japonicus</i> (Murray)	F	1		在	1.00						
メスアカミドリシジミ	<i>Chrysozephyrus smaragdinus smaragdinus</i> (Bremer)	F	1		在					1.00		
トラフシジミ	<i>Rapala arata</i> (Bremer)	F	多			1.00						
カラスシジミ	<i>Fixsenia w-album fentoni</i> (Butler)	F	1		在					3.00		2.00
ミヤマカラスシジミ	<i>Fixsenia mera</i> (Janson)	F	1		在							1.00
ベニシジミ	<i>Lycaena phlaeas daimio</i> (Matsumura)	G	多		在	1.00						
ルリシジミ	<i>Celastrina argiolus ladonides</i> (de l' Orza)	F	多			1.00	3.00	1.00	2.75		4.00	3.00
ヒメシジミ	<i>Plebejus argus micrargus</i> (Butler)	G	1		在	69.00	81.00	108.00	20.83	11.00	4.00	1.00
アサマシジミ	<i>Lycaeides subsolanus yarigadakeanus</i> (Matsumura)	G	1		在			2.00				
テングチョウ	<i>Libythea celtis celtoides</i> Fruhstorfer	F	1		在		1.00					1.00
アサギマダラ	<i>Parantica sita nipponica</i> (Moore)	F	多	M	在	2.00	7.00	3.00	2.00		1.00	2.00
コヒョウモン	<i>Brenthis ino tigrisoides</i> (Fruhstorfer)	G	1		在			2.00		4.00		2.00
ミドリヒョウモン	<i>Argynnis paphia tsushimana</i> (Fruhstorfer)	F	1		在	20.00	9.00	5.00	4.00	40.00	5.00	60.00
ウラギンヒョウモン	<i>Fabriciana adippe pallescens</i> (Butler)	G	1		在	3.00		2.00				2.00
ギンボンヒョウモン	<i>Speyeria aglaja fortuna</i> (Janson)	G	1		在	5.00	6.00	2.00	2.92	6.00	1.00	17.00
オオイチョモンジ	<i>Limenitis populi jezoensis</i> Matsumura	F	1		在	2.00	3.00	1.00		2.00	3.00	3.00
イチモンジチョウ	<i>Limenitis camilla japonica</i> Ménétriès	F	多		在				1.67		1.00	
フタスジチョウ	<i>Neptis rivularis insularum</i> Fruhstorfer	G	1		在					1.00		
サカハチチョウ	<i>Araschnia burejana</i> Bremer	F	多		在	3.00					4.00	6.80
シータテハ	<i>Polygonia c-album hamigera</i> (Butler)	F	多		在					2.00	4.00	10.00
エルタテハ	<i>Nymphalis vaualbum samurai</i> (Fruhstorfer)	F	1		在			11.00		1.00		
キベリタテハ	<i>Nymphalis antiopa asopos</i> (Fruhstorfer)	F	1		在	1.00	1.00		7.00	13.00	5.00	3.00
ヒオドシチョウ	<i>Nymphalis xanthomelas japonica</i> (Stichel)	F	1		在	4.00	3.00	4.00	2.00		1.00	2.20
ルリタテハ	<i>Kaniska canace najaponicum</i> (von Siebold)	F	多		在	2.00		1.00				
クジャクチョウ	<i>Inachis io geisha</i> (Stichel)	G	多		在							1.00
コヒオドシ	<i>Aglais urticae esakii</i> Kurosawa & Fujioka	G	1		在	6.00	4.00	11.00	4.00	87.00	20.00	68.00
アカタテハ	<i>Vanessa indica indica</i> (Herbst)	G	多		在	3.00	1.00	8.00		2.00		1.00
ヒメアカタテハ	<i>Cynthia cardui</i> (Linnaeus)	G	多	M	在		6.00	8.00	2.00			1.00
コムラサキ	<i>Apatura metis substituta</i> Butler	F	多		在	2.00	4.00				15.00	37.00
ベニヒカゲ	<i>Erebia nipponica nipponica</i> Janson	G	1		在			37.00	4.00			
クモマベニヒカゲ	<i>Erebia ligea takanonis</i> Matsumura	G	1		在			4.00	1.50			
ジャノメチョウ	<i>Minois dryas bipunctata</i> (Motschulsky)	G	1		在			1.00				
ツマジロウラジャノメ	<i>Lasiommata deidamia interrupta</i> (Fruhstorfer)	G	多		在	7.00		4.00	0.75	20.00		10.00
ヒカゲチョウ	<i>Lethe sicilicis</i> (Hewitson)	F	多		在				0.75		1.00	1.00
クロヒカゲ	<i>Lethe diana diana</i> (Butler)	F	多		在	18.00	21.00	4.00	6.00	17.00	11.00	17.00
ヒメキマダラヒカゲ	<i>Zophoessa callipteris</i> (Butler)	F	1		在	56.00	20.00	3.00	0.67	45.00	8.00	56.00
ヤマキマダラヒカゲ	<i>Neope nipponica nipponica</i> Butler	F	1		在	33.00	45.00	10.00	12.00	34.00	37.00	41.00
キバナセセリ	<i>Bibasis aquilina chrysaeglia</i> (Butler)	F	1		在	1.00						
タカネキマダラセセリ	<i>Carterocephalus palaemon satakei</i> (Matsumura)	G	1		在			1.00				
コチャバナセセリ	<i>Thoressa varia</i> (Murray)	F	1		在	1.00	13.00		2.00	57.00	39.00	22.00
コキマダラセセリ	<i>Ochlodes venatus venatus</i> (Bremer & Grey)	G	1		在					1.00		
オオチャバナセセリ	<i>Polytremis pellucida pellucida</i> (Murray)	G	多		在					2.00		6.00
イチモンジセセリ	<i>Parnara guttata guttata</i> (Bremer & Grey)	G	多	M		93.00	148.00	53.00	80.00	16.00	50.00	13.00
総種数						30	23	29	23	28	27	29
総個体数						410.00	403.00	361.00	170.00	474.00	242.00	434.00

1)30分当たり個体数の補正值

2)ナは、モニタリング時間外の記録や幼虫の記録

表3 各調査地点におけるチョウの種類と個体数, 多様度の比較.

調査地点	調査期間	総種類	総個体数 ¹⁾	多様度指数など								
				H'	RI	草原性の種の個体数割合(%)	1化性の種の個体数割合(%)	移動性のある種の個体数割合(%)	在来植物を食べる種の個体数割合(%)	ER"	HI	
奥又白	A	1993年7月 ~ 1994年9月	30	205.0	3.55	0.611	63.7	41.2	23.2	69.0	84.2	95.4
		2003年7月 ~ 2003年9月	23	201.5	3.10	0.710	66.0	46.2	40.0	57.8	82.9	97.3
	B	1993年7月 ~ 1994年9月	29	180.5	3.47	0.632	87.5	54.8	17.7	67.9	87.3	99.2
		2003年6月 ~ 2003年9月	23	85.0	3.03	0.551	75.5	39.4	49.4	49.1	81.0	98.3
明神	A	1992年7月 ~ 1993年7月	28	237.0	3.68	0.679	52.5	46.8	3.4	93.2	84.2	99.6
		2003年6月 ~ 2004年5月	27	121.0	3.72	0.642	37.6	52.5	21.5	76.0	79.6	99.2
	B	1992年7月 ~ 1993年7月	29	217.0	3.75	0.678	48.8	49.8	3.2	91.7	84.2	98.4
		2003年6月 ~ 2004年5月	24	135.1	3.47	0.639	27.0	56.0	12.2	84.4	84.2	99.3

1) 調査ルート500m当り個体数の日合計

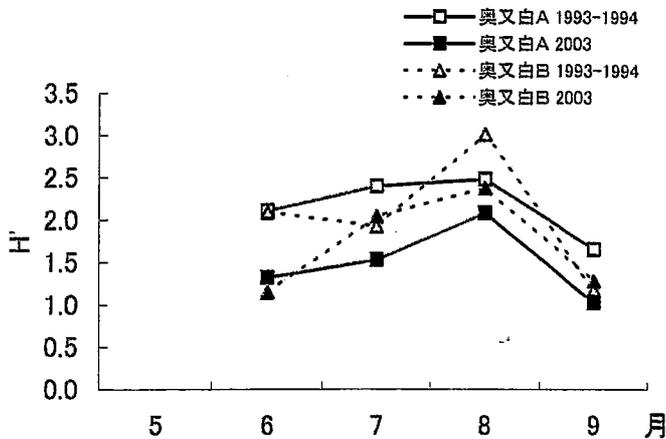


図6 平均多様度の経年変化

対照区の奥又白Bでは, H', ER"が減少し, 在来植物を食べる種の個体数割合も減る傾向があった。こうした点は, 奥又白Aと類似していたが, RI指数やHI指数も減少しており, 環境の貧弱化が伺われた。

次に, 明神Aでは, H', RI指数に大きな変化はなかったが, ER", HI指数がやや低下する傾向がみられた。ER"では, 図7-2に示すように, 他所から移動し調査地に飛来したと考えられるイチモンジセセリ, アサギマダラ, キチョウ, ヒメアカタテハ(日浦, 1973)を除いても, 原始性を示す割合が低下する傾向があった。草原性の種であるイチモンジセセリの個体数の増加が認められたが, 草原性の種全体は, 著しく減少傾向にあり, 環境が森林化していることが伺えた。さらに, 在来の植物を幼虫が食べる種の個体数割合も減少傾向にあった。このような傾向は, 対照区である明神Bにおいても概ね似ていたが, 明神Bでは, H'がやや低下した反面, ER, ER"やHI指数の低下は認められなかった(図7-2)。

3. 種構成の比較

次に, 種の構成の変化について述べる。目撃頻度の上位5種について(表4), 奥又白Aでは, 1993-1994調査で上位5種にランクされた種のうち4種が2003調査でも上位とな

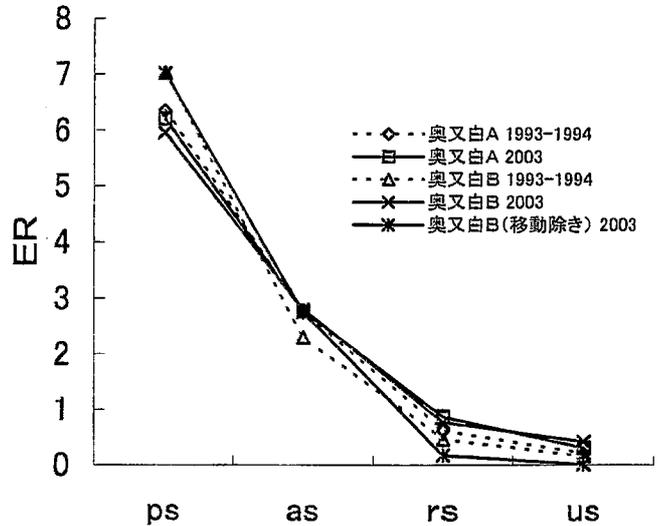


図7-1 各年のER値

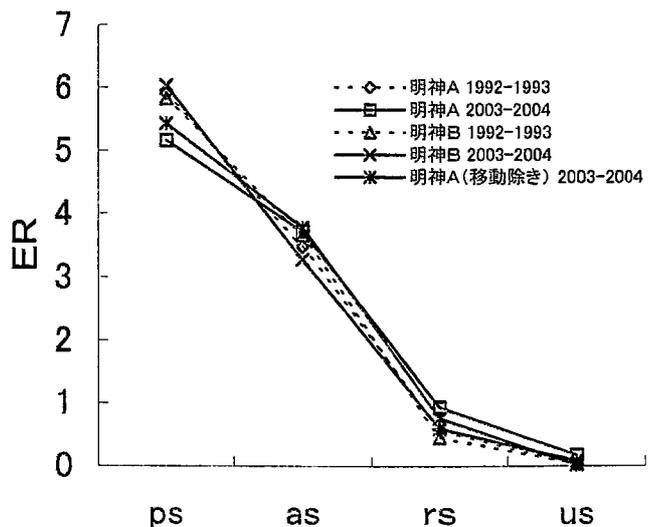


図7-2 各年のER値

っており, 大きな変化はなかった。ただし, 上位5種の出現割合(c)がやや上がる傾向がみられたが, 統計的に有意な差はなかった(χ^2 検定)。対照区である奥又白Bでは上位

表4 調査地における目撃個体数上位5種の500 m当たり目撃頻度と平均出現率の比較

		1	2	3	4	5	a ¹⁾	b ¹⁾	c ¹⁾²⁾	
奥又白	A	1993~1994年	イチモンジセセリ 46.5	ヒメシジミ 34.5	ヒメキマダラヒカゲ 28.0	エゾスジグロシロチョウ 21.0	ヤマキマダラヒカゲ 16.5	146.5	205.0	71.5%
		2003年	イチモンジセセリ 74.0	ヒメシジミ 40.5	ヤマキマダラヒカゲ 22.5	クロヒカゲ 10.5	ヒメキマダラヒカゲ 10.0	157.5	201.5	78.2%
	B	1993~1994年	ヒメシジミ 54.0	イチモンジセセリ 26.5	モンキチョウ 26.0	ベニヒカゲ 18.5	エゾスジグロシロチョウ 8.0	133.0	180.5	73.7%
		2003年	イチモンジセセリ 40.0	ヒメシジミ 10.4	ヤマキマダラヒカゲ 6.0	キバリタテハ 3.5	クモマツマキチョウ 3.0	62.9	85.0	74.0%
明神	A	1992~1993年	コヒオドシ 43.5	エゾスジグロシロチョウ 42.0	コチャバネセセリ 28.5	ヒメキマダラヒカゲ 22.5	ミドリヒョウモン 20.0	156.5	237.0	66.0%
		2003~2004年	イチモンジセセリ 25.0	コチャバネセセリ 19.5	ヤマキマダラヒカゲ 18.5	コヒオドシ 10.0	コムラサキ 7.5	80.5	121.0	66.5%
	B	1992~1993年	コヒオドシ 34.0	エゾスジグロシロチョウ 33.0	ミドリヒョウモン 30.0	ヒメキマダラヒカゲ 28.0	ヤマキマダラヒカゲ 20.5	145.5	217.0	67.1%
		2003~2004年	ヤマキマダラヒカゲ 31.1	コムラサキ 18.5	コヒオドシ 17.5	イチモンジセセリ 15.5	クロヒカゲ 12.5	95.1	135.1	70.4%

1) a: 5種の500 m当たり目撃個体数の合計 b: 全種の500 m当たり目撃個体数の合計 c: 5種の平均出現率 (a/b*100)
2) 調査地における調査年間での有意差なし (P>0.05)

2種は、同様に高ランクとなった。しかし、ベニヒカゲが極端に減少したり、そのかわりにクモマツマキチョウがランクに入るなど、自然状態でも変動が認められた。上位5種の出現率には変化がなかった。

明神Aでは、移動性をもつ種であるイチモンジセセリが新たにランク入りしているが、上位を占めたコヒオドシ、コチャバネセセリは同様にランク入りした。これは、対照区である明神Bにおいても似た傾向となった。上位5種の出現頻度には、明神A、Bともに変化はわずかであった。

種の構成の変化について、 α 指数により比較する(表5, 表6)。2003-2004調査の明神Aは、1992-1994調査の明神Aとの α 指数が0.639とやや種構成に変化が認められる。対照区である明神Bにおいても0.598とさらに低い値を示していることから考えると、このような種構成の変化は、自然状態でも起こりうる変化と思われる。明神AとBの関係は、2003-2004調査間においても1992-1994調査間と同様に

高い値を示しており種構成の類似性が高い。2003-2004調査の奥又白Aは、1992-1994調査の奥又白Aと α 指数が0.903と高い値を示した一方で、2003-2004調査の奥又白Bは、1992-1994調査の奥又白Bと α 指数が0.599と低くなっている。これは、1992-1994調査の奥又白AとBが0.744であったのに対して、2003-2004調査の奥又白AとBが0.949となっていることから、奥又白Bが奥又白Aの種構成に近づいたものと考えられる。

1992-1994調査では、各調査地間の α 指数は、0.222~0.934の幅が認められたが、2003-2004調査では、0.452~0.949と幅が縮まっているうえ、とくに、2003-2004調査の奥又白Aと明神Aが0.740とかなり類似の傾向が強まっており、各調査地の種構成の変異が少なくなり、一様化してきている傾向を示しているものと思われる。これは、明神Aや奥又白Aの一次的に改変された土地が森林化し、それぞれの環境が似てきた結果と考えられる。

表5 調査年間の重複度(a)

		1992~1994年 調査結果			
		明神A	明神B	奥又白A	奥又白B
2003~2004年 調査結果	明神A	0.639 (0.737)	0.571	0.660	0.359
	明神B	0.575	0.598 (0.602)	0.501	0.221
	奥又白A	0.313	0.304	0.903 (0.864)	0.716
	奥又白B	0.243	0.227	0.801	0.599 (0.775)

1) ()は、移動性のある種(イチモンジセセリ,アサギマダラ,キチョウ,ヒメアカタテハ)を除いた場合

表6 1992-1994年および2003-2004調査における調査地間の重複度(a)

調査地	調査年	明神A	明神B	奥又白A
明神B	1992-1994調査	0.934		
	2003-2004調査	0.843		
奥又白A	1992-1994調査	0.515	0.549	
	2003-2004調査	0.740	0.526	
奥又白B	1992-1994調査	0.270	0.222	0.744
	2003-2004調査	0.713	0.452	0.949

考 察

1 施工後10年間のチョウ類群集の変化

1) えん堤工や林道の施工地 (奥又白A)

奥又白Aは、工事施工直後は奥又白Bと比較して、H'やRI指数による多様性は顕著な変化は認められないが、構成種の質を表すER"やHI指数の値は、建設時における対照区との比較から建設の影響により低下した可能性がある。施工後10年間に種ごとの個体数は、顕著に減少したが、対照区である奥又白Bでも似た傾向がみられる。奥又白Bでは、特に、モンキチョウ、ヒメシジミ、ベニヒカゲの個体数の減少が著しかった。対照区は、10年間に人為的な作用はなく自然状態のままである。モンキチョウやベニヒカゲは、同年に調査した蝶ヶ岳山頂下部の原生草原でもかなり個体数が少なかった(田下ら、未発表)ことから、年次的な変動によるものと思われる。ヒメシジミは、主にルート下部の溪流沿いの草地に生息しているが、灌木がわずかに生育してきているのに影響され減少した可能性がある。奥又白Aでは、対照区での個体数の減少に対して増加が認められた。在来植物を幼虫が食べる種の発生量が少なかったことや、種数が約2/3に減少したこと、さらに、イチモンジセセリの個体数が突出したことから、平均多様度H'が低下する傾向となった。こうした変化も奥又白Bにおける状況と似ている。環境の自然度を示すER"はやや低下する傾向があったが、移動性のある種を評価しないHI指数は、上昇の傾向にあったことから、奥又白Aの環境は、より良好な原始状態に戻ってきているものと考えられる。環境は、在来の植生が復元し、木本類の生育も認められるが、川辺の草原が残存しているを反映して、草原性の種の個体数割合には、大きな変化は認められなかった。

なお、奥又白Aでは、1992-1994調査では確認されなかったベニヒカゲが複数個体観察され、生息が新たに確認できた。ベニヒカゲは、長野県の天然記念物で、長野県版レッドデータブック(長野県編、2004)では留意種に、環境省版レッドデータブックでは準絶滅危惧種になっている高山性の種である。確認場所は、奥又白Aの上部、治山えん堤下の草地である。当地は、1993年はえん堤施工に伴いほとんどが裸地にされた場所であるが、10年経過した現在は、フジアザミ、イタドリ、イワノガリヤス等が生える天然の草地となっている。ベニヒカゲは、崩壊地跡の草原に分布を広げる傾向がみられる。建設に伴う裸地に人為的な植生の導入を図らず、自然の植生遷移に委ねたことが、かえって崩壊地と同様な条件となり、ベニヒカゲの生息に適した環境を生み出したものと思われる。

2) 蛇籠護岸工の施工地 (明神A)

奥又白地区と同様に種ごとの個体数に大きな変化が認められたが、明神Bでの変化に類似している。これは、梓川の流水の変化に伴う影響が大きいものと考えられる。種数には、ほとんど変化は見られなかったが、種構成は、草原種から森林種への移行がみられた。これは、1993年と2003年の間で重複度を計算した結果からも、重複度が0.59と低い値となり、種の構成が大きく変化していることを示して

いる。種構成の変化は、建設に伴って生じた裸地が森林に遷移した結果と考えられる。種の豊かさを示すH'やRI指数では、大きな変化は確認できなかった。環境の自然度を示すER"やHI指数においては、良好な原始状態を示しているが、ER"でわずかに低下傾向にあった。

なお、明神Aでは、1992-1994調査では確認されなかったクモツマキチョウの生息が確認できた。本種は、長野県天然記念物で長野県版レッドデータブックでは準絶滅危惧種、環境省版レッドデータブックでも準絶滅危惧種になっている高山性の種である。明神Aで成虫は確認できなかったが、蛇籠工に土砂を被せた堤防上(図2d, 3-2)でミヤマハタザオから複数の幼虫が確認できた。クモツマキチョウは、崩壊地や河原等の荒地地に生息しており、こうした場所に生育するハタザオ類に好んで産卵する。蛇籠工に土砂を被せた工法が、部分的に森林化を妨げ、ハタザオ類が生育できたことから産卵に適した環境になったものと思われる。

2 チョウ類群集からみた防災工法の評価

対照区のチョウ類群集との比較から、奥又白A、明神Aともに防災工事の施工が、チョウ類群集に対して大きな変化を与えた結果は認められなかった。しかし、結果を詳細に検討すると、奥又白Aにみられるように、施工に伴い質としての多様性が減少し、その後復元してきていること、奥又白Aで平均多様度H'が、明神AでER"がわずかに減少する傾向があること、さらには、明神Aにおいて森林化により種が入れ替わったことなどの変化が認められた。これらは、年次変動の範囲とも考えられることから、さらに継続しての調査が望まれる。

自然状態では、土石流が流れた跡地や山腹の崩壊跡地などに天然の草原が生まれることを考えると、奥又白Aや明神Aのように建設跡の裸地を外来種等により緑化を行わなかったことは、天然の植生遷移を招き自然草原が生まれ、ベニヒカゲやクモツマキチョウなどの希少種の生息地になるなどの良い結果につながったものと思われる。

一般的には、建設地の盛土や切土の斜面は、土砂の侵食を防ぐためにできるかぎり早く植物を導入する必要がある。そのために、外来種の種子を吹き付けるなどの方法が採られているが、生物多様性の確保のためには、自然植生の再生を促すことが必要である。しかし一方で、在来種で緑化する場合に、種子が流通面で得られにくく、実際は外来種に頼らざるを得ない状況が報告されている(富田ら、2003)。

最近では、都市部を流下する河川や湖沼において、シードバンクを活用し、あえて外来牧草による緑化を行わない方が、希少植物の復元ができることが報告され(藤巻、2005; 信濃毎日新聞、2005)注目されている。したがって、侵食に対する土地の状況により急速な緑化を行わなくても済むような場合には、あえて、種子を導入しない方が良い結果になることも考えられる。ただし、今回の調査地は、標高が高く、さらに、外来種が侵入しにくい環境条件であった。外来種の侵入が著しい環境では、先駆植物として外来種が優占する可能性が高く、単純には自然植生に戻らないことが考えられる。

河川環境では、護岸と流水部との間で、流水による攪乱作用が働く遷移帯に貴重な生物種が見られることが知られている(リバーフロント整備センター編, 1992)。チョウ類においても、洪水等の自然の攪乱作用により植生遷移が妨げられた環境に生息するものがみられる(清, 1988; 田下, 1990)。蛇籠工による森林化を促す工法は、生物の多様性を確保(Tashita *et al.*, 1996)でき、早急に自然景観を復元できる一方で、こうした遷移帯に生息する種の生息には適さない環境を早々に作り出す可能性がある(田下, 1996)。その点、明神Aで施工された蛇籠工を土砂で覆う方法は、堤防上に木本類の生育の悪い草原的な環境をパッチ状に生み出すなど、良好な結果をもたらしているものと思われる。

3 チョウ類群集を用いた環境評価の課題

環境の保全の目標は、一般的には対策工施工前の自然環境に戻すことである(反町ら, 2000)。しかし、今回の奥又白Bや明神Bで見られたように、自然状態でも個体群に大きな変動が起こる可能性があり、個体数や種数、多様性指数など環境の評価値に影響を与え、対策工の効果判定が曖昧になる可能性がある。したがって、必ず、近隣や環境条件の類似した箇所自然状態の箇所を対照区として設定し、当該対照区における同時期の状況を、目標とする環境に設定する方が望ましいものと考えられる。

さらに、一時的な個体数の増減などの年次変動を把握するために、継続的な調査を行うことが必要である。とくに、2003-2004 調査では、各調査地でイチモンジセセリが数多く観察され、種構成の評価に影響を与えた。たとえば、奥又白Bの2003-2004 調査と1992-1994 調査の重複度は、移動性のある種を含めて計算すると0.599となり、移動性のある種を除いて計算した結果の0.775と開きがあった(表5)。こうした移動性があり一次的に増える種については、評価の際には除外して比較検討することも必要である。

チョウ類群集は、周辺環境の影響を受けやすく、環境の改変の度合いが周辺の環境と比較してわずかだと影響が表れにくい。したがって、局所的な改変の場合は、多化性や草原性の種のような特定の種の出現状況や産卵場所の確認などの項目を、新たに評価材料に加えることも必要である。

従来の報告は、工事施工2~3年程度経過した後の環境変化についてのものが多く(桜谷ら, 1991; 山路, 2004; 間野, 2004など)、明確に環境の整備目標をたてたうえで、長年にわたり検証した報告は見受けられない。今後より多くの記録の蓄積が望まれる。

謝 辞

今回の調査の機会を与えていただいた環境省、長野県に、また、調査にご協力いただいた長野県環境保全研究所の須賀丈氏、まつもと虫の会(松本市)の降旗剛寛、横山裕之の各氏に深く感謝する次第である。

本研究は、環中部許第040408003号、長野県教育委員会指令15教文第14-10号などの許可を得て実施した。また、1992年~1994年の調査は、河川整備基金の助成を受けて実施した。

引用文献

- 藤巻浩之(2005)外来生物法制定と河川事業等における取り組み. 緑化工技術26:12-25.
- 日浦 勇(1973)「海をわたる蝶」. pp.200, 蒼樹書房, 東京.
- 木元新作・武田博清(1989)「群集生態学入門」, pp.123-140, 共立出版, 東京.
- 間野隆裕(2004)豊田市都心部のチョウ類群集. 矢作川研究8:115-121.
- 内藤政雄(2004)自然石を利用した流路工整備について. 新砂防57(1):43-50.
- 中村寛志・豊嶋 弘(1995)チョウの分布からみた環境評価. RI指数を利用した香川県の例について. 環動昆7:1-12.
- 長野県編(2004)「長野県版レッドデータブック 動物編」pp.322.
- 太田猛彦・高橋剛一郎(1999)「溪流生態砂防学」, pp.246, 東京大学出版会, 東京.
- 小山内信智・筋野真智子・野呂智之ら(2005)砂防事業における自然再生評価手法について. 平成17年度砂防学会研究発表会概要集:42-43.
- リバーフロント整備センター編(1992)「まちと水辺に豊かな自然をⅡ」, pp.185, 山海堂, 東京.
- 桜谷保之・藤山静雄(1991)道路建設とチョウ類群集. 環動昆3:15-23.
- 桜井善雄(1991)「水辺の環境学」, pp.222, 新日本出版社, 東京.
- 清 邦彦(1988)「富士山にすめなかつた蝶たち」, pp.180, 築地書館, 東京.
- 清 邦彦(1996a)富士山麓の草原における蝶類群集の変化第1報. 駿河の昆虫(173):4863-4880.
- 清 邦彦(1996b)富士山麓の草原における蝶類群集の変化第2報. 駿河の昆虫(176):4941-4950.
- 信濃毎日新聞(2005)霞ヶ浦の絶滅植物湖底の種子で復活. 2月21日夕刊:1.
- 反町雄二・寺田秀樹・富田陽子ら(2000)生物とその生息・生息環境に配慮した砂防事業, pp.18, 土木研究所資料3735.
- 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.
- 田下昌志(1990)遷移初期の環境に生きる〜ツマグロキチョウ. 水辺環境5:1-3.
- 田下昌志(1996)河川護岸工法とチョウ類群集の多様性. 日本産蝶類の衰亡と保護4:119-139.
- 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.
- Tashita, M. and T. Ichimura (1996) Diversity of butterfly communities according to the embankment works in the Saigawa River. Decline and Conservation of Butterflies in Japan III, pp.194-197. Lepid. Soc. Japan.
- 富田陽子・南雲賢一・宮野 貴・中田 慎(2003)砂防における緑化工の植物種等に関する実態調査. 新砂防56(3):57-61.
- W. Begemann・H. M. Schiechl (高橋 裕訳)(1997)「工学的生物学の実践」, pp.244. 彰国社, 東京.
- 山路和義(2004)木製治山ダムと溪流生態系について. 新砂防56(5):72-78.