

1997年度 端野町カタクリ個体群調査報告

石川幸男・本多和茂

専修大学北海道短期大学造園林学科

1998年2月28日

1 : はじめに

1990 年から継続している端野町における分布限界近くのカタクリ個体群の現況調査も 1997 年度で 8 年が経過した。本年度は、個体群の経年変化と繁殖様式に関する次の 2 点を報告する。

第一に、例年と同様にカタクリ個体群の自然状態での 8 年間の変化と、1991 年に開始した林床のクマイザサの刈り取り試験が、カタクリ個体群の増殖に与える影響について報告する。第二に、受粉実験の結果を報じる。1994 年以来、強制的に雌しべの柱頭に他個体の花粉を付加（強制他家受粉）したのち、果実や種子の形成過程を調査することによって、それらの生産に重要な要因を調査してきた。その結果、従来の河野グループの研究で明らかにされてきたことと同様に、北海道内のカタクリ個体群においても花粉不足が起こっており、このことは花粉を媒介する昆虫の活動が充分ではないことを示唆するものと思われた。しかし、同時に端野町では 1994、95 年に観察した範囲内では例外的に道内の他地と比較して自然受粉の結果率が高い傾向にあり、かつ自然受粉と強制他家受粉の結果率が変わらなかった（1996 年度報告参照）。カタクリは従来から他殖を促進する形質を持つとされているが（Kawano & Nagai 1982、河野 1984）、上の結果は端野町においては自殖性を獲得している可能性があると考えられた。そこで本年度はこの点を検証するために、新たに強制自家受粉を含めて受粉実験を実施したので、その結果を報じる。

さらに、以上の結果を踏まえて、1998 年度に実施することが必要な調査項目を列挙するとともに、端野町のカタクリ個体群の保護方針に関しての提言をまとめることとする。

2 : 調査方法

1) 固定調査プロットにおける、カタクリ個体群の推移

1990 年以降に設定したプロットの概況を表 1 に示した。これまでに設定したプロットの総数は 20 になるが、一部が盗掘に会うなどして、現在まで追跡しているプロットは比較的人目に触れにくい位置の個体群だけで、93 年以降調査を行っているプロットは、プロット 4～6 とプロット g～l の合計 9 カ所のみである。このうち、プロット h、j、l では 1991 年から毎年夏期に一回ずつ、クマイザサの刈り取り試験を実施している。

残存したこれらの 9 プロットにおいて、本年度もこれまでの年と同様に個体ごとに葉の長径と短径を測定するとともに、当年生実生の個体数をカウントした。なお、本年の調査は、1997 年 5 月 3 日に行った。現地での調査方法、および葉の長径、短径から実際の葉面積を測定する際に用いた回帰式など解析方法は、石川と俵（1993）に同じである。

表1 これまでに設定したプロットの概要。●は調査を実施したことを示す。

プロット 番号	設定 年月	大きさ (m ²)	測定年月日							ササ 刈り	備考
			90	91	93	94	95	96	97		
			5/4	5/2	5/11	4/30	4/29	5/1	5/3		
			5/5	5/3			4/30	5/2			
1	90,5	1	●	●							盗掘 ⁺
2	"	1	●	●							盗掘
3	"	1	●	●							盗掘
4	"	1	●	●	●	●	●	●	●		
5	"	1	●	●	●	●	●	●	●		
6	"	1	●	●	●	●	●	●	●		
7	"	1	●								放棄 ⁺⁺
8	"	1	●								放棄
a	91,5	2		●							盗掘
b	"	2		●						実施	盗掘
c	"	2		●							盗掘
d	"	2		●						実施	盗掘
e	"	2		●							盗掘
f	"	2		●						実施	盗掘
g	"	2		●	●	●	●	●	●		
h	"	2		●	●	●	●	●	●	実施	
i	"	2		●	●	●	●	●	●		
j	"	2		●	●	●	●	●	●	実施	
k	"	2		●	●	●	●	●	●		
l	"	2		●	●	●	●	●	●	実施	

⁺ : 1993年の開花期に著しい盗掘を受けたため個体群が破壊され、調査を断念した。

⁺⁺ : 調査初年度のデータを検討した結果、当地のカタクリ個体群を代表する部分とはいえないと判断されたため、翌年以降の調査を行わなかった。

2) 結果率、受精率調査

昨年度までと同様に盗掘を免れた個体群そばにおいて、1997年4月26日から受粉実験を開始した。すなわち、65個体のカタクリに割りばしで目印をつけた。このうち22個体は自然受粉にまかせて、他の処理のコントロールとした。残りの43個体のうち、26個体の雌しべの柱頭には他個体の葯から採取した花粉を人工的に付加した（強制他家受粉）。また17個体に対しては、開花前に寒冷沙でつくった蔽いをかけて昆虫による花粉媒介を排除し、3日後に自家受粉をさせた（強制自家受粉）。これらの個体から、6月中旬から下旬の時期に結実した果実を採取し、3つの処理の間で、結果率を比較した。また同時に受精率（総胚珠数に対する受精胚

珠数)も比較した。通常受粉生物学的調査においては、総胚珠数に対する生産種子数の割合、すなわち結実率を評価する。この際、結実に至るまでには受精に加えて、受精卵が胚を形成するまでにはいくつかの要因に影響を受けると考えられる。たとえば母親による受精卵の選択や、受精卵間での資源をめぐる競争などである。こうした点は、花粉媒介者との関係とはことなる要因なので、ここでは受精率を求めた。

また自家受粉をした場合、自家花粉が柱頭に付着した刺激で、卵細胞の核と精核の受精をともしない生殖、すなわちアポミクシスが起こることが知られている。このため、その有無を確認するために、強制自家受粉から2日後ないし3日後に雌しべの花柱を採取して染色した後、蛍光顕微鏡で柱頭内における花粉管の伸長の様子を確認した。

なお、昨年までの報告書においては、結果率と結実率の用語の使用法に誤りがあった。すなわち正しくは、対象全個体のうち果実をつけた個体の割合が結果率(fruit set ratio)であり、1果実当たりの総胚珠数に対する生産種子数の割合が結実率(seed set ratio)であった。以下ではこの用法で統一する。

3) 比較対象地での調査

端野町での調査結果を評価するための参考資料として道内の他地(旭川市突哨山と嵐山、樺戸山塊ピンネシリ)でも1994年以降、端野町と同様の個体群の追跡調査、受粉実験を実施している。ただしこのうち浜益では95年度をもって調査を終了した。個体群の経年変化の追跡と受粉実験の方法は端野町に準ずる。

3 : 結果

1) 9プロットにおけるカタクリ個体群の推移

昨年度までと同様に、実生、未開花個体、開花個体の三段階に属する個体の数の推移を表2から表4に設定年と処理ごとに分けて示した。このうち、表2と3は自然状態のプロットであり、表2には1990年に設定された3プロットを、表3には1991年に設定された3プロットを示した。これらのプロットはササ刈り試験にとっての対照区でもある。一方、表4はクマイザサの刈り取りを行った3プロットである。なお、1992年には都合により個体群の調査を行っていない。表2に記した3プロットはどれも面積が1m²であるのに対して、表3、4の6プロットはすべて2m²である。

表2 1990年に設定された対照区（プロット4～6）における個体数の推移.

プロット	生育段階	90年	91年	93年	94年	95年	96年	97年
4	実生	9	16	8	55	0	2	0
	未開花	48	49	24	39	33	27	22
	開花	12	18	10	0	0	0	1
	計	69	83	42	94	33	29	23
5	実生	3	23	19	38	13	3	0
	未開花	50	31	38	18	30	24	28
	開花	20	17	13	5	1	1	2
	計	73	71	70	61	44	28	30
6	実生	31	18	28	15	16	1	0
	未開花	36	33	28	41	66	44	33
	開花	11	15	8	5	1	1	3
	計	78	66	64	61	83	46	36

表3 1991年に設定された対照区（プロットg,i,k）における個体数の推移.

プロット	生育段階	91年	93年	94年	95年	96年	97年
g	実生	3	44	62	11	0	0
	未開花	21	34	35	30	35	17
	開花	16	17	12	6	7	8
	計	40	95	109	47	42	25
i	実生	3	43	37	9	5	7
	未開花	27	24	42	33	35	41
	開花	9	14	9	6	5	7
	計	39	81	88	48	45	55
k	実生	1	11	21	20	1	6
	未開花	15	20	23	32	16	29
	開花	5	7	8	3	2	7
	計	21	38	52	55	19	42

表4 1991年に設定されたササ刈り試験区（プロット h,j,l）における
個体数の推移.

プロット	生育段階	91年	93年	94年	95年	96年	97年
h	実生	5	21	42	21	1	3
	未開花	8	28	37	52	43	32
	開花	11	10	10	8	6	10
	計	24	59	89	81	50	55
j	実生	13	42	88	31	10	20
	未開花	52	52	80	96	39	114
	開花	17	20	18	13	15	18
	計	82	114	186	140	64	152
l	実生	8	44	83	15	7	13
	未開花	30	23	54	97	27	75
	開花	25	26	23	15	10	25
	計	63	93	160	127	47	113

以上に示した対照区とササ刈り区との結果を、表5に総括して対比した。自然状態の対照区では総個体数における減少傾向が依然として続いていたが、各サイズクラスとも昨年とほぼ同じ程度の個体数であった。ササ刈り区では1996度は1995年度に比べて個体数が少なかったが、1997年度はほぼ1995年度なみに回復した。

表5 ササ刈り試験区および対照区での1㎡あたりの個体数の推移。経年変化を明らかにするために、個体群の調査を行わなかった1992年も表に加えた。ササ刈り区は1991年より調査を開始したので、1990年のデータはないことに注意。

プロット	生育段階	90年	91年	92年	93年	94年	95年	96年	97年
対照区	実生	14.3	10.1	・	17.3	20.8	7.3	1.3	1.4
	未開花	44.7	24.1	・	21.5	24.7	24.7	20.1	18.9
	開花	14.3	10.8	・	8.3	4.1	1.9	1.8	3.1
	計	73.3	45.0	・	47.1	49.6	33.9	23.2	23.4
ササ刈り区	実生		4.3	・	17.8	35.5	11.0	3.0	6.0
	未開花		15.0	・	17.2	28.7	39.2	18.2	36.8
	開花		8.8	・	9.3	12.5	6.0	5.2	8.8
	計		28.1	・	44.3	76.7	56.2	26.8	51.6

表6 端野町以外での1994年以降の個体群の推移（1㎡当たり）。

場所	プロット数	生育段階	94年	95年	96年	97年
嵐山	5	実生	4.4	36.4	10.4	
		未開花	38.8	39.4	54.8	
		開花	20.0	16.2	14.0	
		計	63.2	92.0	79.2	
突哨山	4	実生	4.3	19.0	1.8	
		未開花	101.8	127.5	137.8	
		開花	66.5	48.3	26.3	
		計	172.6	194.8	165.9	
ピンネシリ	5	実生	1.6	30.0	9.4	1.0
		未開花	53.8	53.8	72.2	55.4
		開花	24.6	21.2	11.6	26.2
		計	80.0	105.0	93.2	82.6
浜増	5	実生	5.0	23.5	・	・
		未開花	191.8	224.3	・	・
		開花	33.0	31.0	・	・
		計	229.8	278.8	・	・

また、端野町以外に1994年より調査を行っている旭川市嵐山、突哨山、樺戸山塊ピンネシリ、浜益での個体数の推移を表6に示した。なお方法の項でも述べたように、本年は浜益での調査は行わなかったため、表6には表示されていない。

2) 受粉実験

①結果率

表7に1994年以降の道内各地での受粉実験の結果のうち、結果率を示す。端野町においては、1994、1995両年ではいずれも自然状態での結果率が道内の他地に比べて高かった。また昨年度までは、強制他家受粉を行った場合、他地では結果率が多くの場合統計的に有意に高くなったのに対して、端野町で高くならなかった。しかし、本年度の結果では端野町の自然受粉の結果率は他地と同様の低い値を示し、強制他家受粉を行った場合の結果率は自然受粉に比べて有意に高くなり、他地での傾向とほぼ同様の傾向を示した。

次に強制自家受粉をおこなった端野、突哨山、ピンネシリの結果率から、端野町では自家和合性をかなりの程度に獲得していることが明らかとなった（70.6%）。これに対して残りの2地点では、どちらも結果率は10%に満たず、自家和合性は

低いことが明らかとなった。

表7 自然受粉、強制他家受粉および強制自家受粉での結果率の比較。統計検定は χ^2 検定による（* : $p < 0.05$ ）。強制自家受粉の結果は検定にかけなかった。

年度	場所	自然受粉			強制他家受粉			強制自家受粉		
		処理	結実	結果率	処理	結実	結果率	処理	結実	結果率
94年	端野	39	25	64.1	47	29	61.7			
	嵐山	51	21	41.2	28	19	67.9			
	突哨山	32	13	40.6	30	28	93.3*			
	ピンネシ	40	11	27.5	37	30	81.1*			
	浜益	40	22	55.0	43	38	88.4			
	合計	202	92	45.5	185	144	77.8*			
95年	端野	34	22	64.7	33	25	75.8			
	突哨山	50	13	26.0	30	21	70.0*			
	ピンネシ	35	8	22.9	34	16	47.1			
	浜益	25	6	24.0	49	40	81.6*			
	合計	144	49	34.0	146	102	69.9*			
96年	端野	36	14	38.9	36	16	44.4			
	嵐山	50	13	26.0	30	14	46.7			
	突哨山	49	27	55.1	36	34	94.4*			
	ピンネシ	30	6	20.0	40	20	50.0*			
	合計	165	60	36.4	142	84	59.2*			
97年	端野	22	8	36.4	26	25	96.2*	17	12	70.6
	嵐山	30	3	10.0	26	9	34.6*			
	突哨山	30	8	26.7	32	22	68.8*	21	2	9.5
	ピンネシ	42	16	38.1	36	21	58.3	17	1	5.9
	合計	124	35	28.2	120	77	64.2*			

次に表8に、一個体の総胚珠数に対する受精した胚珠の割合（受精率）の比較を行った結果を示す。強制自家受粉を行った場合の受精率は、1996年の突哨山と嵐山以外、自然受粉に比べて高かった。また強制自家受粉を行った場合は、端野町においては強制他家受粉と自然受粉の中間の値を示した。突哨山とピンネシリにおいてはいずれも結実果実がわずかだったので、明瞭な傾向は認められなかった。

表8 自然受粉、強制他家受粉および強制自家受粉との間での受精率の比較。統計検定はウィルコクソン順位和検定による（+ : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$ ）。

年度	場所	自然受粉	強制他家受粉	強制自家受粉
94年	嵐山	0.69	0.96**	
	突哨山	0.33	0.87**	
	ピンネシ	0.89	0.92+	
	浜益	0.72	0.93**	
95年	端野	0.63	0.80**	
	突哨山	0.67	0.90+	
	ピンネシ	0.64	0.97**	
	浜益	0.81	0.98**	
96年	嵐山	0.51	0.70	
	突哨山	0.67	0.76	
	ピンネシ	0.68	0.88+	
97年	端野	0.50	0.93	0.69+
	突哨山	0.38	0.82+	(0.43, 0.44)
	ピンネシ	0.87	0.99+	(0.75)

97年の嵐山では受粉実験は行ったが、強制他家の果実の回収率が低かったため、受精率の計算からは除去。また突哨山、ピンネシでは強制自家受粉の結実数がきわめて少なかったため、自然受粉と強制他家のみで検定。括弧内は結実した個体の生データ。

強制自家受粉を行った場合、自家花粉が柱頭に付着した刺激によって、卵細胞の核と花粉に由来する精核の受精をともなわずに、アポミクシスが起こることがある。植物のアポミクシスには、卵細胞が受精せずに新個体になる単為生殖と、卵細胞以外の細胞が単独に分裂、発達して新個体になる無配生殖や無孢子生殖とが知られている。いずれにしてもこの場合、雌しべの花柱内に花粉管の伸長がともなわないと考えられるが、端野町においては採取した10個体の花柱内すべてにおいて花粉管が花柱の基部（すなわち子房上部）まで多数伸長していることが確認された。このことは、強制自家受粉での果実形成は受精を伴うものであること、すなわち自家和合性の獲得を強く示唆する。一方、突哨山においては観察した8個体の花柱のうち3本のみで花粉管が子房上部に達したのみであった。また花粉管の平均の到達距離は、花柱全長の約6割程度であった。さらにピンネシにおいて観察した8個体の花柱では、子房上部にまで達した花粉管はまったく見られず、花粉管の平均の到達距離も花柱全長の2割強までであった。このことから、端野町における強制自家受粉による果実形成は、アポミクシス由来ではなく、受精をともなったものと判断できる。

4：考察

以上の結果を踏まえて、本年度までに明らかになった端野町のカタクリ個体群の現状をまとめるとともに、今後の保全対策上、必要な課題をまとめるとともに、保全に対する考え方を提言する。

1) 端野町のカタクリ個体群の現状

①個体群の変動

昨年度の報告にも述べたように、端野町でササ刈りを行わず自然状態のままにした個体群においては、未開花個体や開花個体の個体数が、道内の他地、特に突哨山や1995年までの浜益に比較して著しく少なく、嵐山やピンネシリと比しても少ないことが見て取れる(表5、6)。さらに開花個体は調査開始以降、一貫して減少傾向にある。これらの傾向は本年度も変わらなかった。なお、実生数はどの調査地においても年変動が大きく、また特に端野町が少ないというわけではなかった。こうした実生個体数の年変動は河野(1984)による富山県の個体群でも報じられており、前年の種子生産量や越冬時の環境条件によって左右されていると考えられる。さらに、端野町以外の調査地では1994年の実生個体数が1995年に比べていずれも少なく、地域間で同調している様にもみえるが、端野町では1994年はむしろ実生個体数が多かった。

クマイザサの刈り取り試験区においては、ササ刈り処理を始めて以降、未開花個体の個体数が1995年までは増加傾向にあった(表5)。このことは、処理開始以降は光条件が好転して実生の生存率が増加し、その結果、小サイズの個体が増え出したことを示していると期待された。しかし1996年度ではササ刈り区においても総個体数が例年になく少なく、特に実生と未開花個体の数が少なかった。一方、1997年度については、ササ刈り区では1995年と同程度の水準に復帰した。

一般に競合する林床植生を刈り払うことで、カタクリの増殖が期待できるとされる。養父ら(1985)は本州中部において、1～2年に1度、林床植生の刈り払いが行われている落葉広葉樹二次林下では、カタクリ個体群の生長が優良であることを示している。また旭川市近郊の嵐山に位置する北邦野草園においても、クマイザサの刈り払いによって、林縁部を被いつくすような密度にカタクリ個体群を誘導した。しかし、端野町においてはササ刈り開始後5年を経過したにもかかわらず、これら本州中部や旭川での例と比べて、その効果は顕著に現われてきていない。こうした違いは、端野の個体群が分布限界に近いと、光合成による物質生産面で厳しい条件下にあり、ササを刈ったことによる条件の好転に反応しにくいことが原因の可能性もある。しかし一方、以下に述べるように、端野町のカタクリ個体群では他家花粉の不足を補うため、自家和合性が獲得されたことが原因で近交弱勢が発現して活力が低下したために、ササの被度が低下にしたにもかかわらず、それに対応できな

い可能性もある。

②自家和合性の獲得

昨年の報告にも述べたように、これまでの4年間の受粉実験の結果から、北海道内において全般に見れば、カタクリにとっては他個体の花粉の付着量が不足しており、他個体の花粉が十分に付着すれば、自然状態で見られる以上に果実形成および受精が可能であることは明らかである。この傾向はすでに富山県での河野らの一連の調査で確認された事実と合致している。しかし端野町では、1994、1995 両年の自然状態での結実率が、道内の他地と比してやや高く、このことは、通常は他殖を促進する性質を持つとされるカタクリ (Kawano & Nagai 1982) が、分布限界近くの端野町の個体群では常に花粉不足にさらされているため、いくらかでも自殖性を獲得していると考えれば解釈可能であることを、昨年の報告で指摘した。このことを実証するために行った強制自家受粉実験によって、自家和合性を獲得していることが明らかとなった(表7)。このあと、実際に自家受粉して種子をつけるには、次の2つの場合が考えられる。

すなわち、第一には自家和合性と同時に自動自家受粉の能力も獲得しており、完全に自殖可能である場合が考えられる。一方これとは異なり、自動自家受粉は獲得していない場合でも、昆虫がカタクリの花を訪れる際に、花の上で移動することによって自家花粉を雌しべの柱頭に付着させる可能性も考えられる。この現象は、カタクリと生息地、開花時期をほぼ同じくするエゾエンゴサクにおいて、盗蜜をするエゾオオマルハナバチにみられることがすでに報じられている (Higashi *et al.* 1988)。訪花昆虫の観察によれば、最も花粉媒介効率が良いと考えられるマルハナバチ類の訪花頻度は、端野においては0.0031/個体・時間(観察時間総計20時間)であった。柱頭が受粉可能である期間を3日、マルハナバチが活動する時間を1日当たり6時間(午前10時より午後4時)とすると、個々の花の開花期間中に訪花を受けるマルハナバチ個体数は0.061となる。この値は、一方では1000個体に61個体程度しかマルハナバチの訪花を受けられないことを示唆するので、それによる結果率は最大でも6.1%と推定される。しかし実際の端野町の自然受粉での結果率は、表7に示したようにはるかに高いことから(36.4~64.7%)、仮にマルハナバチが自家受粉(および他家受粉)に貢献しているとしても、その寄与の程度は低いと考えられる。このため、自動自家受粉を行っている可能性が考えられる。自動自家受粉の実証は袋かけによって明らかにすることができるので、1998年度の実験課題である。

③端野町の個体群のおかれた状況

以上の2項で述べた点からは、端野町のカタクリ個体群においては、自家和合性の獲得が原因で、近親交配の害作用、すなわち近交弱性が発現している可能性が否

定できない。近親交配が起こっても、すべての場合に近交弱勢が発現するわけではないが（宮下・藤田 1995）、発現した場合には個体群の存続に大きな障害となる。しかし、近交弱勢だけが重要な要因というわけではない。ここでは、端野町のカタクリ個体群の今後の取り扱いを考える上で重要な、個体群を減少させる要因を宮下・藤田（1995）、鷲谷・矢原（1996）、およびプリマック・小堀（1997）を参照して最初にまとめる。なお、このうちでは最初の文献が、この点に関しては最もコンパクトにまとまって、理解しやすい文献である。

第一に突発的、破壊的な自然の天変地異（カタストロフ）は大きな要因である。こうしたカタストロフの例としては、火山噴火や大規模な火災、台風などがあるが、これらはいずれも人為的に管理できる問題ではない。また端野町のカタクリ個体群に近いうちに大きな影響を持つと予測される要因でもない。このため、これ以降の論議からは除外する。これに対して人為的要因としては、生息地の破壊、新たな生物の人為的な導入、環境汚染、および狩猟や採集の4つの項目にまとめることができる。カタクリを見た場合、日本全土レベルでは生息地である二次林の破壊が最も大きな影響を与えてきたものと推察される。端野町における現在の分布域も、周辺の耕地開拓とカラマツ造林によって本来の生息地が減少に減少を続けた結果と考えられる。しかし、現状のように、孤立化した個体群（小集団）になると、新たに別の要因が重要となってくる。小集団になると絶滅の危険性が高いことは、すでにいくつかの例で知られているが（宮下・藤田 1996）、その要因としては、個体数の変動そのものに関する人口学的要因と、遺伝的変化が個体群変動に与える遺伝的要因に分けることができる。

人口学的要因とは、さらに人口学的確率性（人口学的ゆらぎ）と環境の確率性（環境のゆらぎ）に区分できる。前者はたとえば、たまたまある集団である年に雌ばかりが生まれたため、繁殖に必要な相手、すなわち雄がいなくなり、次世代の繁殖に支障をきたすことによって、個体数が減少する場合などである。一方、後者では気後条件などがランダムに変動することによって、個体数が減少させられる状況をいう。なお、ここでは人口学的という用語を充てているが、これはもともと、こうした概念が人間社会の年齢構成とその推移の研究から発展したためであり、現在では普通に野性動植物の個体群に適用される用語である。

次に、遺伝的要因には、すでに可能性を指摘した近交弱勢の他に、遺伝的浮動が重要とされる。近交弱勢は、近親交配が原因で両親がもっている有害遺伝子が蓄積され、その結果、繁殖や生存に支障をきたす現象であり、特に、通常は他殖を行っている植物が自殖を行うようになると発現する可能性が高い（鷲谷・矢原 1996など参照）。一方、遺伝的浮動とは、偶然の出来事によって、特定の遺伝子が集団から失われてしまうことを示し、その確率は小集団であるほど高くなる。この現象を身近な現象で例示する際に引き合いに出される例として、ランダムウォーク（酔歩）が挙げられる。これはその名のとおりに、酔っ払いが道を千鳥足で歩く状況を考える。道が狭い（個体群が小さい）と、道の両脇のどぶに落ちる確率が高くなる（絶滅する）のに対して、道幅が広い（個体群が大きい）とどぶに落ちずらくなること、

すなわち、絶滅しにくいことを示している。近交弱勢と遺伝的浮動は、いずれも遺伝的多様性の程度を減少させる点で共通している。またこうした遺伝的多様性の減少は、同じ遺伝子型の染色体どうしが接合する（ホモ接合）可能性が多くなることによって、ヘテロ接合では隠されていた有害遺伝子の効果が発現され、生存率や産子数の減少に結び付く危険性を持つ。また将来の環境変化に対して、自然選択を通しての進化的対応ができなくなる可能性ももつこととなる。

個体群の存続に影響を及ぼすこうした諸要因を認識した上で、端野町のカタクリ個体群において、1998年の調査項目としては必要な項目を整理する。すなわち、個体群の追跡調査、受粉実験、近交弱勢の検出、および遺伝的変異の量の解明である。これらはいずれも相互に関連しあうが、ここでは項目ごとに整理する。

第1に、すでに述べたように個体群の追跡は例年通り実施する必要がある。この場合、1990年以降継続してきた各プロットにおける個体数の推移実態の調査においては、個体ごとの生長、生存や死亡の様子は分からず、プロット内の個体群全体での変動しか明らかにできなかった。それでも、1990年以降、コントロールとして放置したプロットで個体数の現象が見られることが判明し、一定の成果が得られてきたが、本年からは改めて、完全な個体識別による個体群統計学的調査（Demographical survey：鷲谷・矢原 1996、プリマック・小堀 1997）を開始することが必要である。従来から、各個体をマークして行う個体群統計学的調査の重要性は認識してはいたが、カタクリの個体識別には難点があると考えて調査を実施してこなかった。しかし直接にヒアリングすることによって、河野グループによる個体識別の方法がおおむね明らかとなった。そこで、本年以降、数年に渡って継続して調査することを計画する。

こうした個体群統計学的調査を行うことによって、第一には、それぞれの生育段階における生育の実態（生長、生存ならびに死亡など）を明らかにすることが可能である。植物では一般に、年齢ではなくサイズが生育に大きな意味を持っているとみなされており、個体群全体をいくつかのサイズクラスに分けて個体群統計学的調査を行うことによって、特に死亡率の高いサイズクラスや、繁殖に重要なサイズクラスを明らかにすることが可能である。

なお、こうした個体群統計学的調査によって、単に上記のような各生育段階での生育実態の解明のみならず、それを基にした個体群の増殖率や安定状態でのサイズ分布の推定（巖佐 1990）、さらに個体群存続可能性分析（population viability analysis; PVA）が可能となる（宮下・藤田 1995、鷲谷・矢原 1996、プリマック・小堀 1997）。PVAとは、個体群統計学的調査のデータに、おもに人口学的確率性と環境の確率性の効果を加えて、特定の年月後に、ある初期個体数の個体群が存続する確率をシミュレーションによってもとめる分析である。逆にいえば、絶滅確率を評価することでもあり、通常は100年後ないし1000年後に、95ないし90%の確率で存続するかどうかを基準となる。またこうした基準で存続するためには、初期個体数がどの

程度でなければならぬかが評価可能であるが、この初期個体数を最小存続可能個体数 (minimum viable population; MVP) という。この値は、保護区の大きさや保護に必要な最低限の個体数を評価する際の、重要な指標となる。MVP はそれぞれの種によって異なると考えられるが、哺乳類においては 50 から 100 個体とされることがある。またカストロフなどの影響も考慮すると安全をみて 500 個体、ないし 1000 個体以上とされることがあり、現時点で指針となるような数値には至っていない。さらに、個体群統計学的調査に基づいたシミュレーションに際しては、一部のサイズクラスでの実測値を人為的に変動させることによって、特定のサイズクラスの変動が個体群全体に与える影響を評価する、感度分析も可能である。

通常、個体群統計学的調査の結果は、それぞれのサイズクラスから他のサイズクラスへの推移確率をまとめた推移確率行列にまとめられる。ここで述べた各項目を推定する方法は、必ずしも完成されているわけではなく、現在でも開発途中である。その詳細は既存の文献 (巖佐 1990、宮下・藤田 1995、鷲谷・矢原 1996、プリマック・小堀 1997) に譲るが、個体群統計学的調査を行うことによって、時間はかかるものの、端野町のカタクリ個体群のおかれた状況がより鮮明になると同時に、今後の保護に大きな指針が得られると期待できる。なおその際、端野町以外にもいくつかの地点で同様に調査を行い、比較検討することが重要である。

第 2 点の受粉実験に関しては、本年度の実験では必ずしもサンプル数が充分ではないので、強制自家受粉を再度行う。また自動自家受粉の確認も平行して行い、端野町のカタクリ個体群の繁殖様式を明らかにする。こうした受粉実験については、端野町での自家和合性の特異性を確かめるために、これまで実験を行ってきたピンネシリや突哨山を含め、さらに東北地方 (岩手県)、道南 (黒松内町) と道北 (中川町) において、実験を行う予定である。

こうした自家和合性、自殖性の獲得は、すでに述べてきたが、次に示す近交弱勢に結び付く可能性がある。

すなわち第 3 点として、近交弱勢の実態解明は重要課題である。近交弱勢は花粉稔性や種子発芽率の低下など直接繁殖にかかわる場面で起こるだけではなく、定着個体の大きさが減少したり、さまざまなストレスに対する耐性の低下も引き起こすこともある。1998 年度は、花粉稔性と発芽力の 2 点を検証する。花粉稔性に関しては、2 輪 6 本ある葯のうち、内側 3 つと外側 3 つの間での花粉稔性を比較した後、端野町と道内他地とでの比較を行う。

種子発芽に関しては、昨年度に行った文献調査の結果、北米のカタクリ属植物においては、複雑な休眠メカニズムを持っていることが明らかとなった (Baskin & Baskin 1985, Baskin *et al.* 1995)。このうち、北米東部の落葉広葉樹林を生息地とする *Erythronium albidum* では、発芽前に 30℃ を 12 時間と 15℃ を 12 時間を 1 日の周期 (すなわち夏) とした条件を 2 週間から 12 週間経験させ、それに続いて 5℃ (すなわち冬) を 12 週間経験させた後、15℃ と 6℃ に 12 時間ずつさらされる (翌

春の到来) ことによって発芽することが明らかにされている。これに対して、われわれが行った種子発芽に関する予備的実験においては、カタクリ種子は単純な2℃の低温湿層処理(休眠を打破するために、低温で湿潤な環境にさらされること。Baskin らの実験での5℃処理に相当すると思われる)では発芽しなかった。したがってカタクリの休眠も複雑で、その打破にも上の *E. albidum* と同質の条件が必要と考えられる。

Baskin らの実験が示す結果の根本は、それぞれの種子が散布された後に、翌春の発芽までに経験する環境条件の変動を模倣することによって休眠が打破されることにあると思われる。このため、本格的な発芽実験に至る前に、北海道のカタクリに関しても夏、冬および翌年の春の温度として適当な温度条件のスクリーニングが必要である。また本年度に行った、ろ紙を用いた予備的な発芽試験の際には、かなりの数のカタクリ種子がカビに犯された。一方 Baskin らの実験では、川砂と実際の生息地の表土の混合物を発芽床として用いている。したがって実験に好適な発芽床のスクリーニングも必要である。これらの点が解決されて発芽実験が成功すれば、近交弱勢の実態解明に向けて、前進することができる。

次に、端野町におけるカタクリ個体群が自家和合性を獲得し、かつ孤立した状態にあることを考えると、周辺個体群との間での遺伝子の交流がたたれているため、近交弱勢ないし遺伝的浮動の影響によって、遺伝的変異が減少している可能性がある。したがって、昨年報告においても指摘したが、第4点としてダイレクトに遺伝的な変異の量を測定することが重要である。これには次のような原理にもとづく電気泳動分析(アイソザイム分析)が有効である。一つの個体群内の全個体を考えた場合、おのおのの遺伝子座の遺伝子は個体ごとにわずかつつ異なり、個体群全体でみた場合、微妙な変異が蓄積されている。一つの遺伝子が一つの酵素をコードするという一遺伝子一酵素説に立てば、個体ごとにその遺伝子によってコードされる酵素自体も微妙に異なることとなり、その結果、電価の状態も異なる。そこでこうした酵素を電気的な勾配を持つゲルに流し込むことで一定時間展開させ、現われたバンドの違いで酵素の多型を明らかにし、遺伝子座の遺伝子の多様性を推測する。こうした電気泳動分析においては、異なる遺伝子座を多数分析するに越したことはないが、Allen *et al.* (1996)は北米の *E. montanum* において、8酵素、12遺伝子座に関して分析を行っている。また河野・北村(1997)は本州中部のカタクリ個体群において、9酵素によって分析を行っている。近年の電気泳動法による遺伝的変異の調査においては、なるべく多数の酵素に関して多型を推定することが求められている。予算面の制約から1998年度においても、昨年と同様に予備的な段階にとどまざるをえないが、可能であれば少数の酵素を用いて予備的分析を行うことを計画する。

なお、例年行ってきた訪花昆虫の調査に関しては、表9に示したように、端野町での累積の観察時間が20時間程度に達し、訪花昆虫相の概略の把握という、所

期の目的は達したと考えられる。しかし、突哨山とピンネシリにおいては観察時間がまだ不足と考えられる。時間の許す範囲内で、補足的な調査を行うことが必要である。

表9 訪花昆虫の観察時間

場所	95年	96年	97年	合計
端野	2	9	9	20
突哨山	4	7	・	11
ピンネシリ	2	12	・	14
浜益	4	・	・	4

4) 端野町のカタクリ個体群保全策の方針

最後に、今後の端野町のカタクリ個体群の保全の方向性に関して提言する。ここまで述べてきたように、端野町のカタクリ個体群においては、自家和合性が獲得されている可能性が高い。カタクリの花びらの付け根には大きな蜜腺が発達し、葯も大きくて花粉数も多いことは、蜜や花粉を集める昆虫にとって魅力的である。また花びらだけでなく、雄しべも雌しべも、マルハナバチを含む膜翅目の複眼が感受性の高い紫外線を良く吸収するという。こうした性質から、カタクリは高度に他殖を促進する性質を持つとされている(河野 1984)。河野グループは、自家和合性に関しては言及していないが、こうした記載や表7の道内他地での強制自家受粉実験の結果を参考にすると、一般的にはカタクリにおける自家和合性はかなり低いと推察されるので、自家和合性の獲得は端野町のカタクリ個体群の特徴を示していると考えられる。しかし、他殖型の植物において自殖性が獲得されること、あるいは種内の集団によって自殖率が異なる現象は、必ずしも特別なこととはいえない。たとえば種内の集団によって自殖率が変動する例はコゴメバギリヤ (*Gilia achilleifolia* : Shoen, D.J. 1982)、カズザキホテイアオイ (*Eichhornia paniculata* : Barrett, S.C.H. & Husband, B.C. 1990)、およびホソバハグマ (*Ainsliaea linearis*; 矢原 1995) などにおいて観察されている。したがって端野町のカタクリについても、自家和合性ないし自殖性だけに注目し続けることは必ずしも得策とはいえない。

すなわち第一に、他地においても今後、端野町と同様に自家和合性(ないし自殖性)を獲得した個体群が見つかる可能性がある。したがって自家和合性のみを端野町のカタクリ個体群の保全の根拠とすると、その根拠を失う危険性をともなうといえる。一方、すでに1990年度の報告で述べたように、著者らがかつて行った、アンケートを用いた北海道内におけるカタクリの分布調査によると、端野町の個体群は分布限界(東限、クナシリ島、Charkevich 1987)に近い。こうした事実を総合すると、端野町のカタクリ個体群の価値と、そのおかれた状況は次のように集約できるであろう。

すなわち、すべての植物種を考慮した場合には、端野町におけるカタクリの自家和合性の獲得、ないし自殖性という繁殖特性は必ずしも特殊とはいえない。むしろ、分布限界に近いという意味において貴重である。女満別町、網走市など、アンケート調査の際にはカタクリが分布するとの回答を得た周辺市町村においては、アンケート後の現地での観察では発見できず、すでに個体群は絶滅している可能性が高い。したがって端野町の個体群は、北海道内においては事実上の分布限界の個体群の可能性が高い。分布限界、ないしその近くの個体群が貴重性を評価されている例は数多く存在し、北海道内でも最もよく知られている道南の黒松内町の歌オブナ北限地は、国指定の天然記念物である。しかし、この個体群より北方にも断片的なブナ群生地や単木的なブナ個体が生育することも、周知の事実である（館脇 1958 など参照）。したがって、絶対的な分布限界ではなくとも、指定の説得力はありうる。こうした状況は、わずかながらさらに東にもカタクリの分布域の広がっているという、端野町のカタクリ個体群の分布範囲上の位置付けときわめて類似している。このような分布上の価値にカタクリのなかでは特異な繁殖特性を加えれば、たとえ今後、同様の繁殖特性をもつ個体群が他地で発見されようとも、その価値は揺るがないと考えられる。

ただし、端野町の個体群の存続には、表5に示した個体群の推移状況や、自家和合性の獲得といった面から、黄色信号が灯っている段階といえよう。表5に示した自然状態の個体群における各サイズクラスの個体の減少傾向は、近交弱勢の発現を示唆している可能性がある。また、一般に総個体数の小さい個体群においては、偶然の出来事によって絶滅する確率も高くなること（鷲谷・矢原 1996）を考えると、近交弱勢や遺伝的変異の実態など、今後明らかにされなければならない課題は多いが、端野町のカタクリ個体群がおかれた状況は楽観できる状況とはいえない。また生息地である落葉広葉樹林自体が、かつて北海道中で推進されたカラマツ植林によって替わられ、端野町のカタクリ個体群の孤立化は深刻と思われる。このため、今後は個体群の推移や自殖性、近交弱勢、遺伝的変異の実態解明の調査を続けるとともに、必要に応じた保護、管理策が必要な段階に来ていると思われる。その際、遺伝的変異の増大と生息地の再生の2点は、最も重要な点と考えられる。

このうち、遺伝的変異の増大とは、具体的には地域のことなる個体群の花粉を端野町の個体に受粉させることによって、また逆に他地から移植した個体に、端野町のカタクリの花粉を受粉させることによって、個体群全体の遺伝的変異を増大させることを指す。こうした方法で個体群の活力を取り戻させた例としては、アメリカ合州国五大湖周辺における、キク科の *Hymenoxys acaulis* var. *grabra* の例を挙げることができる（Demauro 1993. 鷲谷・矢原 1996 より引用する）。ただしこの際、他地の遺伝子を導入することは、端野町の自家和合性の特性を失わせる可能性もあることを念頭におくことが重要である。当面は他地の個体群と比較して、実際に端野の個体群で遺伝的多様性が低いかどうか、事実の確認が先決問題である。したがって電気泳動分析は、多大な費用を要するが、重要な課題である。無計画な個体の移植や導入は、近年、当該地域の個体群にとってはその遺伝子群が汚染されること、

すなわち遺伝子汚染として捉えられるようになった。したがって、この点を実施するに際しては、十分な計画が必要である。

一方、生息地である落葉広葉樹林の再生とは、カラマツ造林地を在来の落葉広葉樹に樹種転換させること、および現存の落葉広葉樹林をカタクリの生育に適した構造に誘導して行くことの2つの内容を含む。このことは、カタクリの個体群の生活場所を確保する意味もあるが、それ以上の効果も期待できる。端野町においては、すでに述べたように主要な花粉媒介者であるマルハナバチ類の訪花頻度が低かった。落葉広葉樹林の再生は、こうした昆虫の生息にとっても有利であり、これによってカタクリとマルハナバチの生物間相互作用を再生することができると期待できる。こうした花粉媒介昆虫の利用は近年、ポリネータセラピーと呼ばれて注目されている（鷲谷・矢原 1996）。端野町のカタクリ個体群が生息している落葉広葉樹林の周辺には、手入れの程度がさまざまなカラマツ造林地が広がっている。このうち、手入れの行き届いていない林分の下層には、在来の落葉広葉樹種が定着、生育していることが多い。こうした林分の場合、上層のカラマツを段階的に除伐することによって、下層の落葉広葉樹の生育を補助し、落葉広葉樹林に誘導する技術は、林業的にある程度はでき上がっている。こうした技術を活用することによって、カタクリの生育に好ましい森林の再生が可能と考えられる。

最後に、こうした取り組みを積極的に行うことの意味に触れる。端野町のカタクリ個体群は、分布限界近くで懸命に生活していることはほぼ疑いがない。こんにち、生物多様性の保護が21世紀の人類の課題として認識されるようになったこと（鷲谷・矢原 1996、プリマック・小堀 1997）を考慮すると、こうした植物に対して、町として保護に取り組む姿勢を示すことは、時代の先駆けと考えることができる。上に述べたように、カタクリの保護には生息地である落葉広葉樹林の保護や再生も不可欠であることから、取り組み全体のキーワードは『自然の再生』であり、カタクリはそのシンボルと位置付けることが適切であろう。こうした点に町民の理解を得るために、現時点でのカタクリ個体群の実情、調査の進捗状況、さらに今後の展望を、町民に広く公表する時期に来ていると考える。自然の再生を町のシンボル事業として取り組んでいる北海道内での例としては、知床100m運動として知られる斜里町のナショナルトラスト運動がもっとも先進的かつ有名であるが、池田町においても、開拓以前の森林を100年がかりで再生する事業を開始するという。このように、自然の再生が重要であることを認識している自治体がすでに少数ながら存在するのである。取り組みの時期が早ければ早いほど、その成果は早く達成されるのみならず、その取り組みが社会に与えるインパクトも大きいと期待できる。とくに、美しい花をもつカタクリを再生のシンボルとして打ち出すことが可能な端野町は、いち早く再生事業に取り組むことによって、町のイメージアップを計ることも可能であろう。

5 : 文献

- Allen, G.A., Antos, J.A., Worley, A.C., Suttill, T.A. & Hedba, R.J. (1996) Morphological and genetic variation in disjunct populations of the avalanche lily *Erythronium montanum*. *Canadian Journal of Botany* **74**:403-412.
- Barrett, S.C.H. & Husband, B.C. (1990) Variation in outcrossing rates in *Eichhornia paniculata* : the role of demographic and reproductive factors. *Plant Species Biology* **5**:41-55.
- Baskin, J.M. & Baskin, C.C. (1985) Seed germination ecophysiology of the woodland spring geophyte *Erythronium albidum*. *Botanical Gazette* **146**:130-136.
- Baskin, C.C., Meyer, S.E. & Baskin, J.M. (1995) Two types of morphophysiological dormancy in seeds of two genera (*Osmorhiza* and *Erythronium*) with an arcto-tertiary distribution pattern. *American Journal of Botany* **82**:293-298.
- Charkevicz, s.s. (1987) *Plantae vasculares orientis extremi sovietici*. Tomus 2. Nauka, Leningrad.
- Demauro, M.M. (1993) Relationship of breeding system to rarity in the likeside daisy (*Hymenoxys acaulis* var. *glabra*). *Conservation Biology* **7**:542-550.
- Higashi, S., Ohara, M., Arai, H. & Matsuo, K. (1988) Robber-like pollinators: overwintered queen bumblebees foraging on *Corydalis ambigua*. *Ecological Entomology* **13**:411-418.
- Holtsford, T.P. & Ellstrand (1992) Genetic and environmental variation in floral traits affecting outcrossing rate in *Clarkia tembloriensis* (Onagraceae). *Evolution* **46**:216-225.
- 石川幸男・俵 浩三 (1993) 端野町における北限近くのカタクリ群落の現状とその増殖。端野町立歴史民俗資料館研究報告, **1**:2-34.
- 巖佐 庸 (1990) 数理生物学入門。HBJ 出版。
- 河野昭一 (1984) カタクリの生活史と個体群統計。植物の生活史と進化②。共立出版。
- 河野昭一・北村系子 (1997) カタクリの集団生物学 集団の動態と遺伝構造の分化。第44回日本生態学会大会講演要旨集、p.111.
- Kawano, S. & Nagai, Y. (1982) Further observations on the reproductive biology of *Erythronium japonicum* (L.) Dence. (Liliaceae). *Journal of Phytogeography and Taxonomy* **30**:90-97.
- 宮下 直・藤田 剛 (1995) 野外における希少種の保全。p.107-164。(樋口広芳 編、保全生物学。東京大学出版会)
- プリマック、R・小堀洋美 (1997) 保全生物学のすすめ。文一総合出版。
- Shoen, D.J. (1982) Genetic variation and the breeding system of *Gilia achilleifolia*. *Evolution* **36**:361-370.
- 館脇 操 (1958) 北限地帯ブナ林の植生 日本森林植生図譜 (IV)。函館営林局。
- 鷲谷いづみ・矢原徹一 (1996) 保全生態学入門。文一総合出版。

養父志乃夫・重松敏則・高橋理喜男（1985） カタクリ群落の保全管理に必要な生態的諸条件。造園雑誌 48 研究発表論文集 3、157-162。
矢原徹一（1995） 花の性 その進化を探る。東京大学出版会。