

# 생태적 특성을 고려한 도시환경림 조성기법연구( I )

- 서울시 개포 근린공원을 중심으로 -

이경재\* · 조 우\*\* · 한봉호\*\*

\*서울시립대학교 문리과대학 조경학과 · \*\*서울시립대학교 대학원

## A Study on the Planning Methods of Urban Environmental Forest for Considering Ecological Characteristics( I )

-In the case of Gaepo neighborhood Park in the Seoul City-

Lee, Kyong-Jae\* · Cho, Woo\*\* · Han, Bong-Ho\*\*

\* Dept. of Landscape Architecture, Seoul City University

\*\* Graduate School, Seoul City University

### ABSTRACT

This study was conducted to investigate the plant community and to propose ecological planning methods of urban environmental forest on Gaepo neighborhood park, Gangnamgu in Seoul. Thirty-six plots that the size of each plot was 10×10m(100m<sup>2</sup>) were set up and the vegetation analysis was carried out. Field survey was executed April, 1994.

The actual vegetation was consisted of *Populus ×albaglandulosa* community(73.30%), *Robinia pseudoacacia* community(8.30%) *P. ×albaglandulosa-R. pseudoacacia* community (1.81%) and environmental forest (15.22%) in the survey site. According to mean importance values of each plot, survey area were divided into ten forest communités. As for the analysis of plant community structure which was classified into ten forest communities, the importance values, ecological diversity, number of species, number of individuals, basal area and crown coverage of urban environmental forest were relatively lower than those of the native community. In urban environmental forest of Gaepo neighborhood park, it showed problems for the planting method. So urban environmental forest should be constructed considering ecological characteristics based on above results.

### I. 서론

서울의 공원녹지는 전체 면적의 27%를 차지하여 녹지량에 있어서는 외국의 다른 대도시와 비교하여 적은 편은 아니나, 도심내 공원녹지는 서울시청을 중심으로 반경 5km내에는 5%만이 존재하고 나머지는 도시 외곽에 있다. 따라서, 공원녹지의 효율적 이용은 미흡한 현실에 있다. 또한 각종 택지개발과 도로건설로 공원녹지가 분할 고립되어 생태적인 섬의 형태를 띠고 있으며, 산성우 및 대기오염과 도시민의 과도한 이용으로 심각하게 파괴되어 가고 있어(김준호, 1991; 류창희, 1992; 조우, 1992) 공원녹지의 효율적 조성 및 관리가 필요시 된다.

서울의 공원녹지는 대부분 치산녹화용 수종인 현사시나무와 아까시나무가 대부분으로 이

들 인공식생은 자생수종으로의 식생천이가 일어나고 있다(이경재 등, 1993). 1991년이래 치산녹화용식생의 배타성과 종모비산의 민원제기, 경관향상의 목적으로 도시경관림(1991), 경관생태림(1993)조성을 실시하였다. 경관림과 경관생태림은 자연환경보전법의 “공단지역, 기타 오염된 자연환경에 대한 개선이 필요한 지역 안에 조성되는 숲으로 자연환경의 보전·복원이나 대기오염, 수질오염, 소음, 진동, 악취 등 환경오염의 저감 및 재해의 방지를 목적으로 지정 또는 조성되는 다층구조의 안정된 숲” (환경청, 1992)이라는 자연환경보전림의 정의에 의해 도시환경림이라하는 것이 타당할 것이다. 그러나 현재조성되고 있는 도시환경림은 기존식생을 개별한 후 조경용수종을 대량식재하고 있다. 이러한 도시환경림은 공원녹지의 생태적 특성 및 경관상으로 매우 이질적인 상

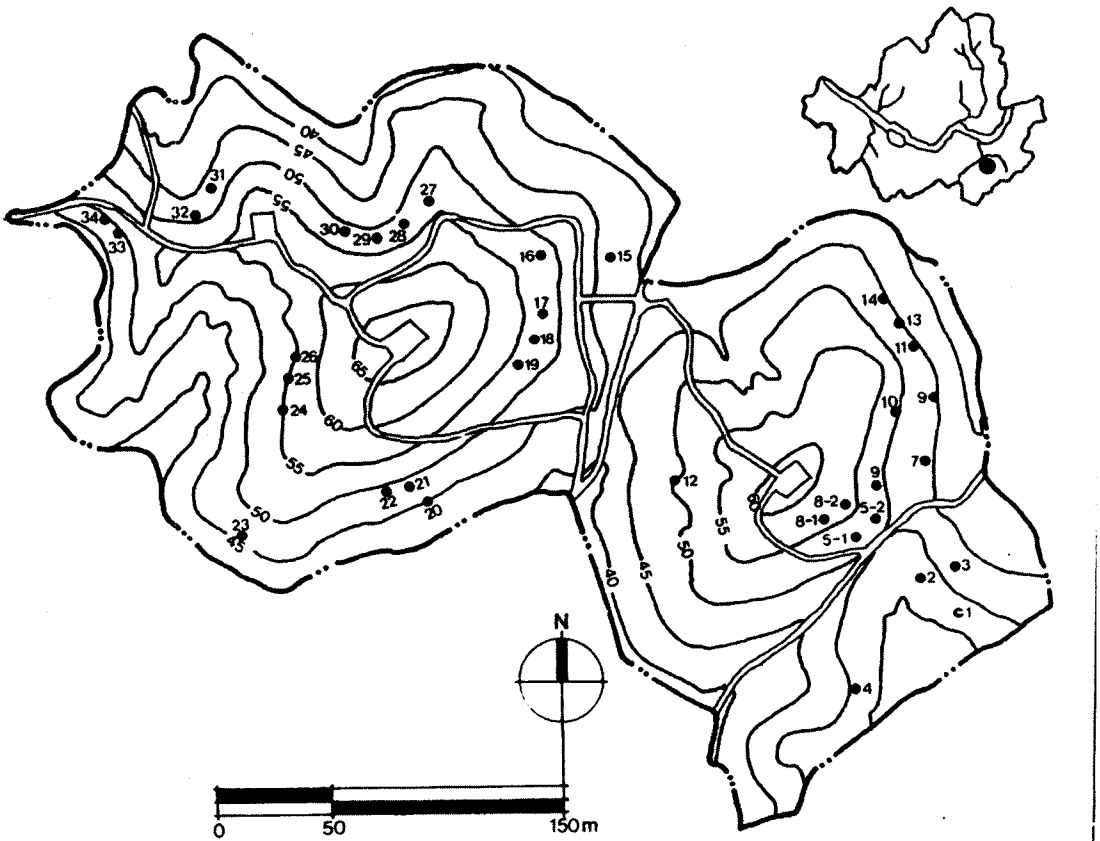


Figure 1. Location of survey plots in Gaepo Neighborhood Park in Seoul.

태에 있는 것으로 파악되고 있다.

이에 본 연구는 현재 진행중인 도시환경림 조성의 문제점을 파악하고 도시녹지의 생태적인 안정성, 주변경관과의 조화를 이루는 도시환경림 조성 기법제시를 목적으로 하였으며, 연구대상지는 서울시 강남구 개포 근린공원으로 하였으며, 본 공원은 시설공원으로 1992년 12월에 조성되었다(서울특별시, 1994).

## II. 연구방법

### 1. 조사구 설정

조사구는 강남구 개포동 139번지 개포근린공원(80,891m<sup>2</sup>) (Figure 1)으로 현존식생에 의하여 현사시나무림, 아까시나무림과 도시환경림 조성지중 잣나무, 소나무, 루브르참나무를 식재한 지역에서 식물군집구조분석을 위하여 10m×10m방형구 36개를 설정하여 조사하였다.

### 2. 환경요인 조사

각 조사구의 환경요인은 일반적 개황과 토양의 이화학적 성질을 조사 분석하였다. 일반적 개황은 조사구별로 해발고, 방위, 경사도, 층위별로 수목군의 평균수고와 울폐도를 조사하였다. 토양분석은 각 조사구마다 3개소에서 A<sub>0</sub>층을 걷어 내고 1kg의 토양을 채취, 혼합하여 음건한 후 토양pH, 수분함량, 유기물함량을 농업기술연구소(1988)의 방법으로 분석하였다.

### 3. 식물군집구조분석

각 조사구에 나타나는 교목상·하층의 수목은 흉고직경(DBH) 2cm이상을 대상으로 수종명 및 흉고직경을, 관목층수목은 수종명 및 수관투영면적을 측정하였다(박인협, 1985). 식생조사에서 얻은 자료로 Curtis & McIntosh방법

(1956)에 따라 상대우점치(importance value : I.V.)를 구하였고, 종다양성은 Pielou(1977)의 방법에 의해 종다양도(H'), 균재도(J'), 우점도(D), 최대종다양도(H'max)를 구하였으며, 이상의 모든 분석은 서울시립대학교 환경생태연구실에서 개발한 PDAP를 이용하였다. 또한 현지의 식생상관과 각 조사구의 교목상·하층 수목군의 우점종에 따라 현존식생도를 작성하였다(이경재 등, 1994).

## III. 결과 및 고찰

### 1. 조사지개황

기상청 서울측후소에서 측정한 기상자료(1961~1990년의 평균치)에 의하면 연평균기온 11.8℃, 연평균최고기온 13.0℃, 연평균최저기온 9.6℃, 온량지수 102.2℃, 한랭지수 -20.4℃, 연평균강수량 1,369.8mm(기상청, 1991)로 임(1985)이 구분한 수평적 산림대에 의하면 온대중부림지역으로 졸참나무, 신갈나무, 상수리나무, 때죽나무 등이 출현하여 서어나무가 극상림을 이루는 곳이다.

본 연구대상지 개포 근린공원은 해발 38m~68m에 위치하며 20~30년전에 치산녹화용으로 식재된 현사시나무, 아까시나무가 우점종을 차지하고 있으며, 최근 이를 개별하고 도시환경림 조성을 목적으로 조경용 수목을 대량식재하고 있다. 또한 그 면적은 계속 늘어날 것으로 예상된다. 토양은 대부분 사질양토로 pH, 유기물함량, 수분함량은 각각 4.64~6.20, 1.8~3.4%, 6.0~15.9%로 서울의 다른 도시림보다 높은 수준이었다.

### 2. 현존식생

Figure 2, Table 1은 각 각 식생상관과 교목상·하층식생의 우점종에 따라 작성한 현존식생도와 현존식생비율이다. 전체 공원면적 80,891m<sup>2</sup> 중 치산녹화용으로 식재된 현사시나

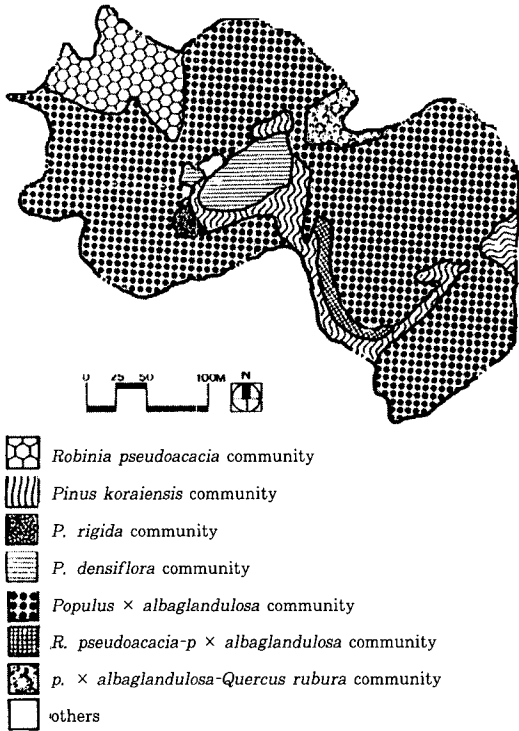


Figure 2. Map of actual vegetation of Gaepo neighborhood Park in Seoul.

Table 1. Actual vegetation area and ratio at Gaepo neighborhood Park in Seoul.

Community	Area(m <sup>2</sup> )	Ratio(%)
<i>Populus x albaglandulosa community</i>	59,296	73.30
<i>Pinus koraiensis community</i>	7,127	8.81
<i>Robinia pseudoacacia community</i>	6,714	8.30
<i>P. densiflora community</i>	3,699	4.57
<i>P. x albaglandulosa</i> <i>-Quercus palustris community</i>	1,827	2.25
<i>R. pseudoacacia</i> <i>-P. x albaglandulosa community</i>	1,491	1.84
<i>P. rigida community</i>	491	0.60
others	246	0.30
Total	80,891	100

무군집이 59,296m<sup>2</sup>로 73.3%를 차지하여 가장 넓은 면적을 차지하는 주요군집이었고, 아까시나무군집이 8.3%, 아까시나무-현사시나무군집이 1.8%를 차지하고 있다. 이들 두 수종이 공원 전체면적의 87.4%를 차지하고 있어 서울시

의 응봉 제 2근린공원의 64.9%(이경재 등 1993), 안산 도시자연공원의 69.9%(오충현, 1992)보다 넓은 비율이었으며, 도시림의 전형적인 현존식생을 이루고 있었다. 최근 현사시나무-아까시나무를 개발하고 도시환경림조성을 목적으로 잣나무, 소나무, 루브르참나무 등 조경용수종을 식재하고 있는데 이들 면적이 12,317m<sup>2</sup>로써 전체 면적의 15.2%를 차지하고 있으며 이를 각 군집별로 살펴보면 현사시나무와 아까시나무를 제거하고 인공식재한 잣나무군집이 8.8%, 소나무군집 4.6%,이었고, 현사시나무와 아까시나무를 일부 벌채한 후 대왕참나무를 식재한 지역이 1.8%를 차지하고 있었으며, 도시환경림조성지의 면적은 계속 늘어날 것으로 예상된다.

### 3. 식물군집구조분석

#### (가) 상대우점치분석

Table 2는 각 조사구별 주요출현수종에 대한 평균상대우점치를 나타낸 것이다. 36개조사구는 교목상층의 우점치 값에 따라 다음과 같이 총 10개의 군집유형으로 나누어 질 수 있었다. 즉 현사시나무가 우점종인 군집유형 I(조사구 1, 2, 3, 4, 7, 9, 10, 11, 35), 아까시나무가 우점종인 군집유형 II(조사구 12, 24, 27, 31, 32, 33, 34), 현사시나무-아까시나무가 우점종인 군집유형 III(조사구 17, 20, 25, 26, 36), 아까시나무가 우점종이었던 곳에서 자생 신갈나무의 우점치가 커지는 군집유형 IV(조사구 28, 29, 30), 리기다 소나무가 우점종이었던 곳에서 아까시나무 세력이 커지고 있는 군집유형 V(조사구 21, 22, 23), 현사시나무, 아까시나무를 일부 벌채하고 잣나무를 인공식재한 군집유형 VI(조사구 6, 13, 14), 현사시나무,아까시나무를 개발하고 잣나무를 인공식재한 군집유형 VII(조사구 8, 16), 현사시나무를 일부 벌채한 후 잣나무와 대왕참나무를 인공식재한 군집유형 VIII(조사구 15), 현사시나무, 아까시나무를 개발하고 소나무를 인공식재한 군집유형 IX(조사구

Table 2. Mean importance value of major woody species in each plot of Gaepo neighborhood Park in Seoul.

Community	I									II							III	
	1	2	3	4	7	9	10	11	35	12	24	27	31	32	33	34	17	20
<i>Pinus koraiensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>P. densiflora</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>P. rigida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11.59	.	.	.	.	.	.
<i>Populus</i> × <i>albaglandulosa</i>	47.71	55.86	50.00	47.68	46.36	50.00	63.04	59.14	62.28	0.80	14.27	.	.	19.83	13.14	0.90	44.12	32.12
<i>Robinia pseudoacacia</i>	.	.	.	11.19	12.07	25.83	31.55	16.57	.	5.65	70.63	61.11	54.01	40.83	74.01	77.25	41.44	41.14
<i>Corylus sieboldiana</i>	6.48	.	8.32	.	.	.	.	.	.	.	0.47	.	.	.	.	.	.	.
<i>Q. acutissima</i>	3.61	5.93	6.64	11.74	.	.	.	.	.	.	.	3.66	6.04	.	.	.	.	.
<i>Q. dentata</i>	8.00	0.32	.	.	.	.	.	.	13.06	.	.	.	.	.	2.20	7.49	.	.
<i>Q. aliena</i>	.	2.84	.	3.75	.	.	.	0.71	.	2.32	.	.	.	4.14	.	.	.	2.35
<i>Q. mogolica</i>	15.78	20.74	10.72	15.29	4.94	4.37	0.27	1.81	.	11.41	0.41	30.62	16.26	7.90	2.31	2.34	0.22	.
<i>Sorbus alnifolia</i>	.	1.51	12.81	.	20.61	4.66	.	9.39	.	.	.	.	7.85	19.53	.	.	6.43	.
<i>Rubus crataegifolius</i>	.	.	.	.	.	.	0.53	.	3.74	3.67	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rosa multiflora</i>	.	1.94	3.43	8.70	7.19	9.94	1.29	11.20	.	.	2.10	.	.	.	0.87	0.56	1.97	7.44
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	0.34	.	.	1.04	.	0.89	.	.	0.60	2.10	0.61	.	.	.	.	1.36	2.82	.
<i>Elaeagnus umbellata</i>	1.81	.	1.14	0.62	.	.	.	1.18	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.25
<i>Rhododendron</i> <i>mucronulatum</i>	10.73	8.33	.	.	8.51	.	.	.	.	.	.	.	.	2.11	1.16	.	.	.
<i>Symplocos chinensis</i> for. <i>pilosa</i>	0.34	.	3.52	.	0.33	2.27	2.55	.	.	.	.	4.62	4.25	0.66	.	.	0.43	.
<i>Q. palustris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Forsythia koreana</i>	1.02	.	.	.	.	.	.	.	.	2.04	.	.	.	.	.	.	2.12	6.12

Table 2. (Continued)

Community	III			IV			V			VI			VII		VIII		IX		X
	25	26	36	28	29	30	21	22	23	6	13	14	8	16	15	18	19	5	
<i>Pinus koraiensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13.44	17.65	10.25	50.00	26.22	10.85	.	.	.	.
<i>P. densiflora</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	39.03	46.03	.	.
<i>P. rigida</i>	.	.	.	.	.	.	39.04	43.89	43.42	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Populus</i> × <i>albaglandulosa</i>	31.12	50.91	52.85	11.08	.	5.84	4.54	.	1.20	58.92	11.51	19.54	2.67	7.53	46.32	.	.	2.03	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	55.82	30.58	33.86	22.28	50.00	45.84	16.12	40.58	36.51	18.57	62.08	51.79	1.46	.	.	.	.	.	
<i>Corylus sieboldiana</i>	.	.	.	2.42	2.92	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Q. acutissima</i>	.	1.53	.	4.46	.	2.13	15.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2.67	.	
<i>Q. dentata</i>	.	2.28	.	3.67	2.36	4.81	15.03	.	.	.	0.62	.	.	.	11.11	2.67	.	.	
<i>Q. aliena</i>	5.71	3.26	3.09	.	.	4.10	4.07	.	.	.	.	.	3.84	.	4.29	.	.	.	
<i>Q. mogolica</i>	0.77	1.16	4.78	4.99	30.98	25.50	.	.	3.16	1.56	.	4.31	0.85	.	3.46	.	.	1.13	
<i>Sorbus alnifolia</i>	1.96	.	.	.	.	.	.	.	.	0.59	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Rubus crataegifolius</i>	.	.	.	.	.	.	4.80	.	0.54	2.70	.	3.84	6.38	1.77	1.50	.	.	8.60	
<i>Rosa multiflora</i>	.	1.72	3.12	.	.	.	.	1.15	5.06	2.75	1.66	.	1.47	4.99	.	.	3.27	4.22	
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	.	.	.	.	.	.	0.86	0.82	.	.	0.96	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Elaeagnus umbellata</i>	2.85	4.81	.	.	.	.	.	0.98	0.48	.	.	.	.	1.52	.	.	.	.	
<i>Rhododendron</i> <i>mucronulatum</i>	.	.	.	10.51	7.31	6.13	.	.	.	.	.	.	0.92	.	.	.	.	.	
<i>Symplocos chinensis</i> for. <i>pilosa</i>	.	.	.	.	6.44	2.41	0.35	.	0.66	1.47	.	6.78	.	.	.	.	.	.	
<i>Q. palustris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3.61	2.92	.	.	18.75	.	.	50.00	
<i>Forsythia koreana</i>	.	2.66	1.42	.	.	.	.	0.27	.	.	.	.	.	2.44	.	5.80	5.09	0.28	

Table 3. Importance value of major woody species for each community type (per 100m<sup>2</sup>).

COMMUNITY TYPE	Species	C	U	S	M
I	<i>Populus ×albaglandulosa</i>	96.31	24.24	4.68	57.02
	<i>Quercus mongolica</i>	·	13.20	10.26	6.11
	<i>Sorbus alnifolia</i>	·	19.39	2.73	6.92
	<i>Rosa multiflora</i>	·	·	22.88	3.81
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	2.92	29.43	5.15	12.13
	<i>Rhododendron mucronulatum</i>	·	1.76	21.83	4.23
II	<i>Robinia pseudoacacia</i>	73.95	59.45	22.94	60.62
	<i>Quercus mongolica</i>	·	22.29	16.58	10.19
	<i>Sorbus alnifolia</i>	·	10.77	4.01	4.26
	<i>Quercus serrata</i>	·	·	10.07	1.68
	<i>Quercus dentata</i>	·	1.26	9.59	2.02
III	<i>Populus ×albaglandulosa</i>	81.14	2.09	9.93	42.92
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	18.86	87.16	9.20	40.02
	<i>Sorbus alnifolia</i>	·	2.06	10.50	2.44
	<i>Quercus aliena</i>	·	2.15	7.54	1.97
	<i>Quercus mogolica</i>	·	·	6.10	1.02
	<i>Rosa multiflora</i>	·	·	21.30	3.55
IV	<i>Robinia pseudoacacia</i>	60.70	1.46	5.29	31.72
	<i>Populus ×albaglandulosa</i>	27.53	5.04	3.29	15.99
	<i>Quercus mogolica</i>	7.21	75.30	9.61	30.31
	<i>Quercus acutissima</i>	4.56	5.85	·	4.22
	<i>Sorbus alnifolia</i>	·	·	4.62	0.77
	<i>Rhododendron mucronulatum</i>	·	1.27	34.09	6.11
	<i>Quercus dentata</i>	·	6.41	2.51	2.56
<i>Quercus serrata</i>	·	·	1.40	0.23	
V	<i>Pinus rigid</i>	80.84	3.55	·	41.60
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	8.08	75.88	14.68	31.78
	<i>Populus ×albaglandulosa</i>	3.38	·	2.03	2.03
	<i>Quercus mogolica</i>	·	·	5.46	0.91
	<i>Quercus dentata</i>	4.51	3.76	27.51	8.09
	<i>Euonymus oxyphillus</i>	·	·	11.76	1.96
VI	<i>Populus ×albaglandulosa</i>	57.66	43.06	28.05	47.86
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	42.34	15.26	23.30	30.14
	<i>Pinus koraiensis</i>	·	34.85	·	11.62
	<i>Quercus palustris</i>	·	6.83	·	2.28

18, 19), 현사시나무, 아까시나무를 개별하고 대왕참나무를 인공식재한 군집유형 X (조사구 5)이었다. Table 3은 각 군집유형의 수관 층 위별 상대우점치를 나타낸 것이다.

군집유형 I에서 교목상층은 현사시나무의

I. V.가 96.3%로써 우점종이었으나 교목하층은 아까시나무(I. V. 29.4%), 현사시나무(I. V. 24.2%)와 함께 팔배나무와 신갈나무의 I. V.가 각각 19.4, 13.2%로써 부수종을 이루었다. 관목층은 현사시나무와 아까시나무는 I. V. 5%이하로서 짚레나무, 신갈나무 등 자생수종들에 의해 세력이 약화되고 있는 서울도 시립에서의 전형적인 유형이었다.

군집유형 II는 아까시나무가 교목상 하층에서 우점종이었고 신갈나무, 팔배나무가 교목하층에서 I. V.가 각각 22.3, 10.8%로써 주요 수종이었으며 관목층은 아까시나무와 더불어 신갈나무, 졸참나무, 떡갈나무 등 참나무류의 세력이 크게 발달되었다. 군집유형 II 역시 참나무류 중심으로의 식생변화 가능성이 보이고 있다.

군집유형 III은 교목상층에서는 현사시나무, 교목하층에서는 아까시나무가 매우 중요치가 높았으며 관목층에서는 짚레나무가 I. V. 21.3%로써 높은 우점치를 보였으나 참나무류, 팔배나무, 현사시나무, 아까시나무의 우점치가 비슷하여 현사시나무, 아까시나무의 군집으로 유지될 것으로 보인다.

군집유형 IV는 아까시나무가 교목상층에서 우점종이며, 현사시나무는 부수종을 이루고 있었으나 신갈나무, 상수리나무가 교목상층으로까지 성장하고 있었으며, 특히 교목하층에서는 신갈나무가 I. V. 75.3%로써 우점종이었다. 관목층은 진달래의 우점치가 가장 컸으며, 참나무류와 팔배나무 등 자생수종들의 출현이 다양하게 나타나는 등 앞으로 신갈나무와 아까시나무의 경쟁이 예상된다.

군집유형 V는 리기다소나무 식재림으로서 리기다소나무가 교목하층과 관목층에서 거의 출현하지않는 상태이었고 교목하층에서 아까시나무가 I. V. 75.9%로써 우점종이었으나 관목층은 떡갈나무(I. V. 27.5%)의 우점치가 가장 컸고 아까시나무(I. V. 14.7%)와 참회나무(I. V. 11.8%)가 자생수종들과 경쟁상태에 있다.

군집유형 VI은 교목상층의 현사시나무와 아까시나무를 일부 존치시키고 교목하층과 관목

층 수종을 개별하여 잣나무와 대왕참나무, 중국단풍 등을 인공식재하였으나 교목하층과 관목층에서 현사시나무, 아까시나무의 맹아생장에 의해 피압을 당하고 있는 상태에 있으며 또한, 잣나무와 대왕참나무, 중국단풍 등은 본 조사지 식생구조 및 경관상 이질적인 수종이며 이들 수종의 성장을 위해서는 계속적으로 기존 자생수종을 제거해야하므로 관리의 어려움이 야기되고 있다.

(나) 종다양성 및 흉고단면적

Table 4, 5는 각 군집유형의 종다양성지수 및 수관층위별 흉고단면적을 나타낸 것이다. 서울 도시림은 치산녹화용 인공식생에서 자생참나무류를 중심으로한 자연식생으로의 천이진행 단계에 있는 삼림으로 종다양성이 크면 클수록 군집의 다양화 및 안정성이 크다고 볼 수 있는데(이경재 등, 1993), 도시경관림 조성을 목적으로 기존식생을 벌채하고 조경용수종을 식재한 곳(군집유형 V ~ X)은 기존식생을 유지하고 있는 곳(군집유형 I ~ IV)보다 H', simpon's D, P.I.E 등의 종다양도 값이 크게 낮아 생태적 안정성이 크게 떨어지고 있다. 흉고단면적에 있어서도 같은 경향을 보였는데 교목상층의 경우 기존군집과 조경용수종 식재지의 흉고단면적의 차이는 매우 컸고, 군집유형 VII, X의 경우 기존식생은 모두 개별한 상태에 있었다. 교

Table 4. Values of various diversity of each community type for classified by importance value(per 100m<sup>2</sup>).

Community Type	H'	Simposon'D	P.I.E	J'	D	H'max
I (4)	0.8041	5.7790	0.8875	0.8875	0.1125	0.9031
II (34)	0.8251	5.7396	0.8258	0.8647	0.1353	0.9542
III (17)	0.8598	6.4006	0.8438	0.8598	0.1402	1.0000
IV (30)	0.8656	6.8828	0.8547	0.9071	0.0929	0.9420
V (22)	0.8150	5.1210	0.8047	0.8150	0.1850	1.0000
VI (13)	0.6899	3.1521	0.6828	0.7229	0.2771	0.9542
VII (8)	0.7914	6.0454	0.8346	0.9364	0.0636	0.8451
VIII (15)	0.7496	4.5544	0.7804	0.8300	0.1700	0.9031
IX (18)	0.4279	2.0977	0.5233	0.7108	0.2892	0.6021
X (5)	0.5340	2.2569	0.5569	0.5969	0.4086	0.9031

Table 5. Basal area & coverage of species by the stratum in each community type.

Community Type	Canopy tree	Understory tree	Shrub
	Basal area(m <sup>2</sup> /100m <sup>2</sup> )	Basal area(m <sup>2</sup> /100m <sup>2</sup> )	Coverage(m <sup>2</sup> /100m <sup>2</sup> )
I	0.2260	0.0230	48.44
II	0.2000	0.0200	7.96
III	0.2270	0.0290	50.52
IV	0.1992	0.0160	23.52
V	0.1604	0.0160	56.57
VI	0.0382	0.0370	12.80
VII	0	0.0060	2.41
VIII	0.0934	0.0310	5.75
IX	0.0254	0.0476	22.93
X	0	0.0539	21.63

목하층의 경우 수고 3~5m, DBH 5~8cm의 조경수목을 집단식재한 결과 기존식생보다 흉고단면적이 컸으나 관목층에서는 교목상층과 같은 경향이였다.

(다) 수관투영도 및 층위구조

Figure 3~5는 각각 군집유형 I, VI, X의 수관투영도 및 층위구조를 나타낸 것이다. 군집유형 I은 복층적인 구조를 보이고 있으며, 교목상층에서는 현사시나무가 우점종이나 교목하층 및 관목층에서 출현하지 않았고, 교목하층에서는 팔배나무와 신갈나무, 관목층에서는 진달래와 찔레나무의 세력이 컸고 아까시나무는 도태된 상태이였다. 따라서, 신갈나무와 팔배나무로의 식생천이가 예상된다. 그러나 군집유형 VI, X은 도시환경림 조성지로 층위구조가 단순하며 군집유형 VI의 경우 낙엽활엽수와 잣나무의 경관상 이질성이 나타나 있다. 또한 군집유형 X의 대왕참나무는 외래 수종으로 본 조사지에서 자생참나무류의 세력이 기존식생지에서 커지고 있음을 감안할 때 외래종 참나무의 식재는 예산의 낭비를 초래하고 있는 것이다.

(라) 수종간 상관관계분석

Table 6은 본 조사구에서 출현빈도가 높고 상대우점치 값이 높은 수종을 대상으로 상관관계 분석을 실시한 것이다.

아까시나무는 현사시나무와 1%수준에서, 상

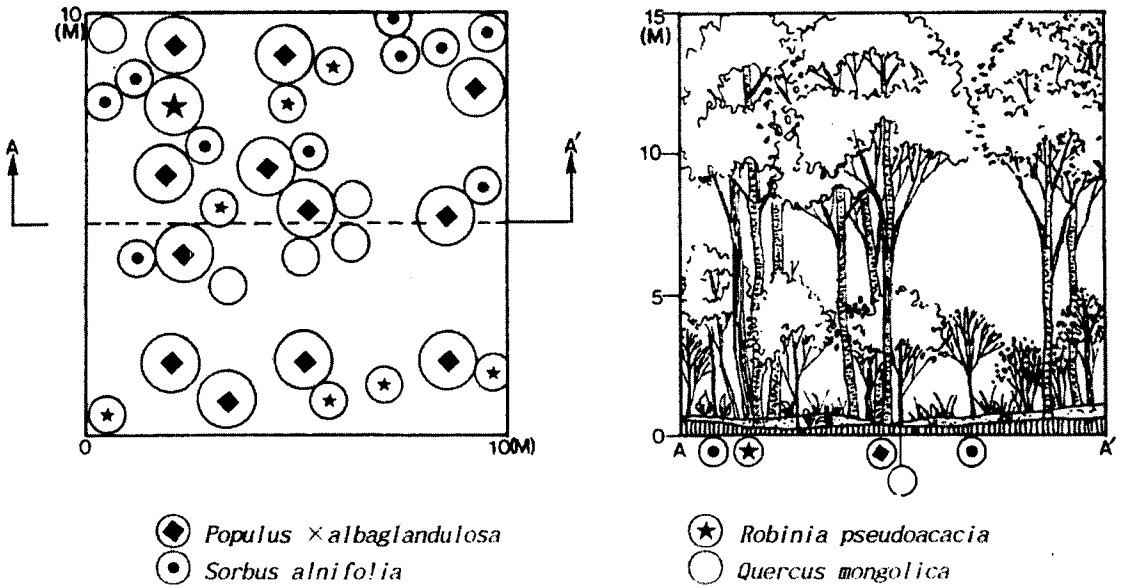


Figure 3. Crown projection and bisect of community type I in Gaepo neighborhood Park in Seoul.

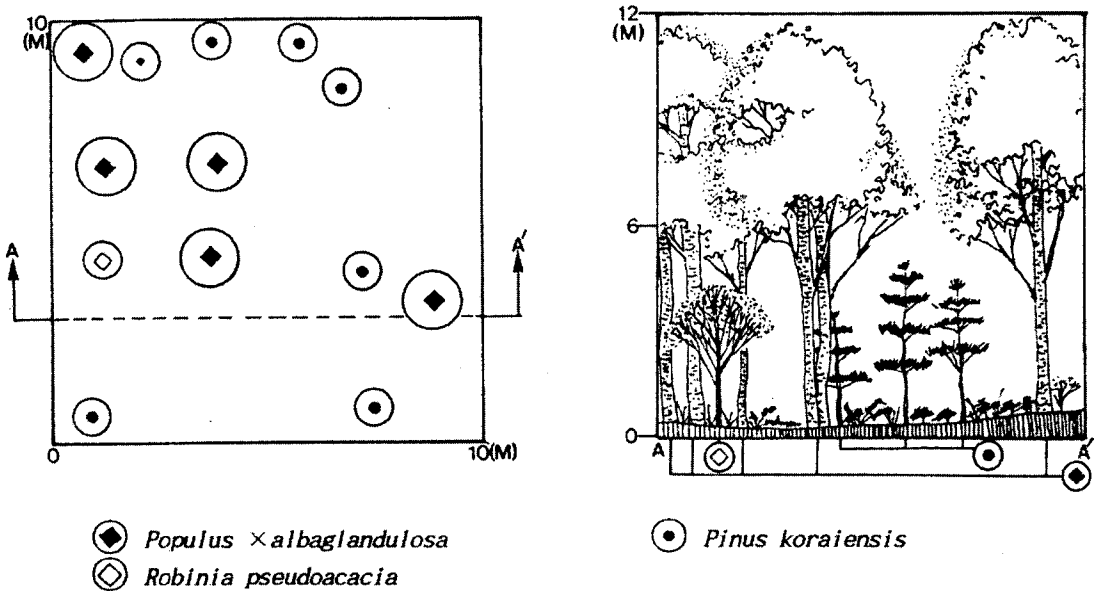


Figure 4. Crown projection and bisect of community type VI in Gaepo neighborhood Park in Seoul.

수리나무와 5%수준에서 부의 상관관계를 나타내어 동일한 생태적 지위에 있지 않았고 상수리나무와 갈참나무, 신갈나무와 진달래는 1%수준에서 정의 상관관계를, 참깨암나무와 신갈나무, 팔배나무, 진달래는 5%수준에서 정의 상

관관계를 보이며 동일한 지역에 생육하는 수종이었고 신갈나무도 노린재나무와 5%수준에서 정의 상관관계를 보였다. 이상의 상관관계 분석은 자연성을 증진시키며 생태적인 안정성을 추구하여야 하는 서울도시림에서 도시환경림조성



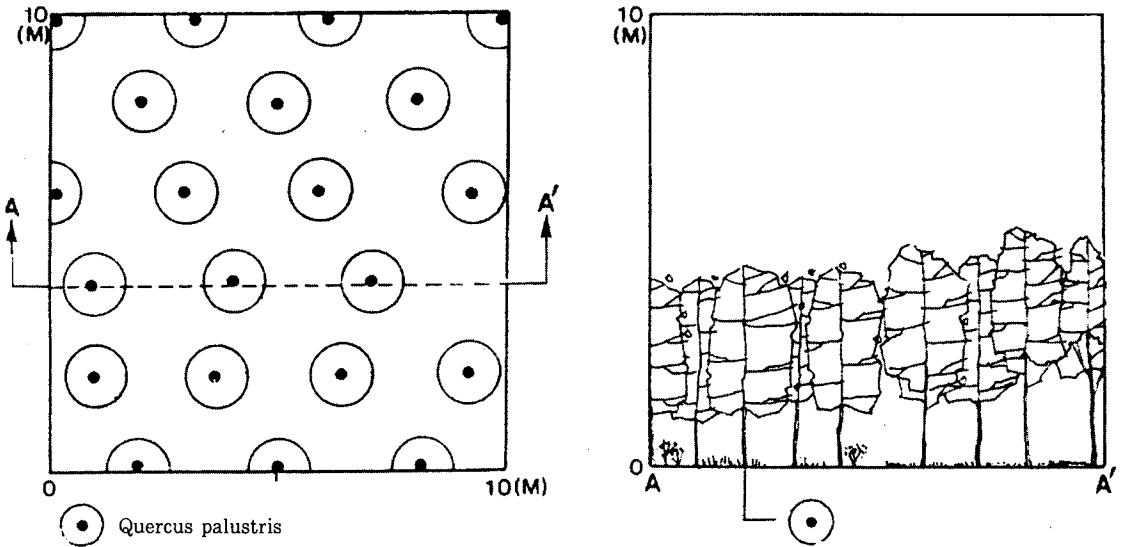


Figure 5. Crown projection and bisect of community type X in Gaepo neighborhood Park in Seoul.

등과 같은 생태계복원시 식생도입의 기초 자료로써 활용할 수 있을 것이다.

Table 6. Correlation among the importance values of the major woody species in Gaepo neighborhood Park in Seoul.

	Pa	Cs	Qa	Qd	Qal	Qm	Qs	Sa	Rc	Rm	Lc	Rp	Eu	Rmc	Sc
Cs	.														
Qa	.	.													
Qd	.	.	.												
Qal	.	.	++	.											
Qm	.	+	.	.	.										
Qs	.	.	.	.	.	.									
Sa	.	+	.	.	.	.	.								
Rc	.	.	.	.	.	.	.	.							
Rm	.	.	.	.	.	.	.	.	.						
Lc	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.					
Rp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.				
Eu	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Rmc	.	+	.	.	.	++	.	.	.	.	.	.	.		
Sc	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	

1. -, ++:1%, -, +:5%

2. Pa:Populus xalbaglandulosa, Cs:Corylus sibodiana, Qa:Quercus acutissima, Qd:Quercus dentata, Qal:Quercus aliena, Qm:Quercus mongolica, Qs:Quercus serrata, Sa:Sorbus alnifolia, Rc:Rubus crataegifolius, Rm:Rosa multiflora, Lc:Lespedeza cyrtobotrya, Rp:Robinia pseudoacacia, Eu:Elaeagnus umbellata, Rmc:Rhododendron mucronulatum, Sc:Symlocos chinensis for. pilosa

#### IV. 도시환경림 조성기법

본 연구의 결과를 바탕으로 현재 시행하고 있는 도시환경림 조성의 문제점을 살펴보면 첫째, 식재수종이 조성대상지에서의 생태적 적응성이 떨어져 생장이 중단되거나 고사하고 있는 상태에 있다. 둘째, 본지역 자생종이 아닌 잣나무와 외래수종인 대왕참나무 등의 도입으로 도시녹지생태계를 교란시키고 있다. 셋째, 기존식생이 새로 식재된 식생을 피압하여 식재효과를 얻지 못하고 있다. 넷째, 조성 후 경제림적 사고로 지속적인 하역작업으로 인하여 생물종다양성을 떨어뜨리고 있다.

이러한 문제점을 해결하기 위한 도시환경림 조성 및 관리기법은 생태적 조성방법을 다음과 같이 이용해야 하며, Figure 6과 같이 단계별로 목표를 설정하여 조성하여야 할 것이다. 첫째, 조성지의 식물군집구조분석 및 토양분석을 기초로 생태적 특성 및 잠재식생을 파악하여야 한다. 둘째, 환경오염에 의한 파괴극상이 일어나고 있는 서울지역에 있어서 생태적 천이단계의 목표를 설정하여야 한다. 본 연구결과에 의하면 서울지역은 참나무류가 목표수종이 될 것

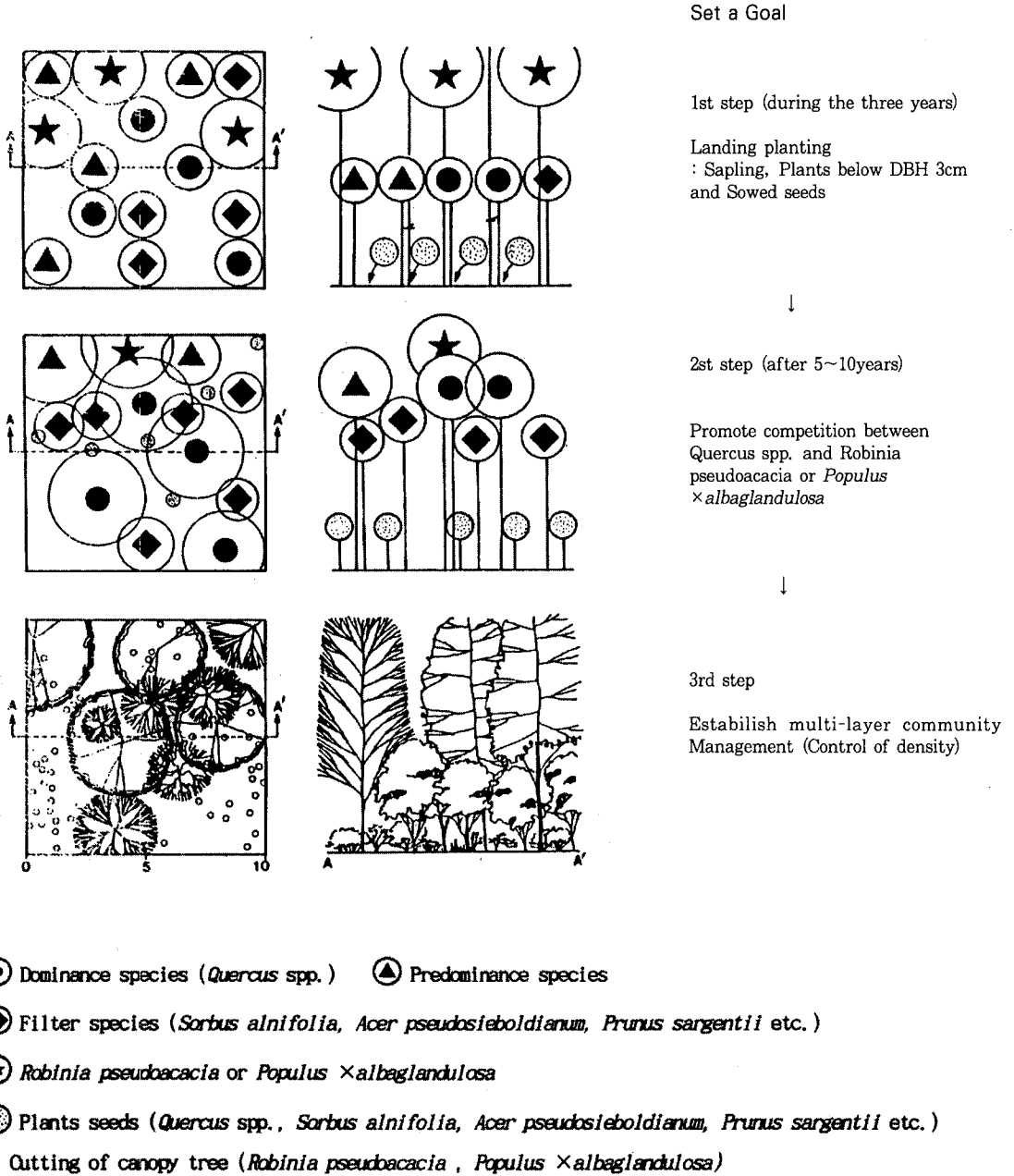


Figure 6. Establishment plan of urban environmental forest.

으로 판단되었다. 셋째, 조성 1 단계로 현재 식재되어 있는 현사시나무와 아까시나무의 단계별 간벌을 통하여 급격한 식생구조의 변화를 하지 않으면서 관목층에 참나무류 종자를 파종하거나 유묘를 식재하여 생태적 친이를 유도하여야 한다. 넷째, 조성 2 단계로 1단계 실시 5~10년후로 인공식생인 아까시나무 또는 현사시나무와 참나무류의 경쟁을 고려하여 인공식생을 일부 제거하고, 자생수종의 성장을위한 관리를 하여야 한다. 다섯째 조성 3 단계로 밀도조절과 장기적이고 지속적인 관리로 조성지의 생태적 안정상태를 위한 다층식물사회를 이룩할 수 있도록 하여야 할 것이다.

### 인용문헌

1. 기상청 (1991) 「한국기후표 제 II권」, 418쪽.
2. 농업기술연구소 (1988) 「토양화학 분석법. - 토양 식물체 토양미생물 -」, 농촌진흥청, 450쪽.
3. 류창희 (1992) 「수도권 지역 환경오염에 의한 수목 및 식물군집피해 판단에 관한 연구」, 서울시립대학교 석사학위논문, 84p.
4. 박인협 (1985) 「백운산지역 천연림생태계의 삼림구조 및 물질생산에 관한 연구」, 서울대학교대학원 박사학위논문, 48p.
5. 서울특별시 (1994), 「공원현황(I)·(II)」, 200쪽.
6. 이경재, 송근준 등 (1993) 도시 및 공업단지주변의 Green복원 기술개발, 환경처, 과학기술처, 292p.
7. 오충현 (1992) 「도시녹지의 생태학적 조성 및 관리방안에 관한 연구」, 서울시립대학교 석사학위논문, 96p.
8. 이경재, 조우, 류창희 (1993) "도시림의 생태적 관리계획에 관한 연구", 「조경학회지」 20(4):1-11.
9. 이경재, 조우, 한봉호 (1994) "덕유산 국립공원내 무주리조트 골프장에정지 식물군집구조", 「용융생태연구」 7(2):118-134.
10. 임경빈 (1985) 「조림학원론」, 향문사, 491쪽.
11. 조우 (1992) 「도시림관리를 통한 식물 및 야생조류 종다양성증진에 관한 연구」, 서울시립대학교 석사학위논문, 91p.
12. 환경청 (1992) 「자연환경보전법 -법·시행령·시행규칙-」, 50쪽.
13. Curtis, J. T. and R. P. McIntosh (1956) An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32:476-496.
14. Pielou, E. C (1977) Ecological diversity. John Wiley & Sons, Inc., New York. 165pp.