

第3章 河川水辺空間の自然環境を把握するための分析

河川と自然環境との関係について検討した研究として、流域の都市化と河川空間の変化との関連についての研究^①や河川水系網と自然環境条件の相互関係に関する研究^②がなされている。しかし、先行の研究では河川流域の綿密な調査及び調査方法については言及されておらず、相互関連性の分析に留まっている。そこで、本研究では対象河川流域の綿密な自然環境を把握する為の分析を行なった。まず、河畔植生の種組成の調査のような水辺環境分析をおこない、その後、河畔植生に及ぼす人為・野生動物の影響を分析・評価した。そして、河畔域の立地環境を分析し、河畔植生の再生・復元のための基礎的な分析を行なった。

3-1. 河川水辺環境分析

河川水辺調査の目的は、基本的に河川水辺での河川生態系に関連した基本的で多様な資料を確保するためである。そこで、このような調査は河川管理だけではなく、河川自然生態系の保全に対する優先順位の決定、河川整備に対する影響評価、長期的な河川管理計画のための基礎資料として活用されている^③。そこで、本研究では空間的スケール論に基づいて、微地形レベルで主な調査を行なうこととし、R・C・S調査と河畔植生調査を行なった。

3-1-1. River Corridor Survey 調査

河川環境を考えるとき、河川に関わりのあるすべての相互関係が河川環境全体にどのように分布し、どのような役割を果たしているかを知ることが必要になり、空間的スケールを論議しなければならない。河川環境を考えるもっとも広域的なレベルは景域レベル (100km^2 オーダー)、次に大きなレベルは流域レベル (10km^2 オーダー)、区間レベル ($\text{ha} \sim \text{km}^2$ オーダー)、そして最小レベルは微地形レベル ($\text{m}^2 \sim 10^3\text{m}^2$ オーダー) である^{④⑤}。本研究においては微地形レベルを特に扱うこととした。魚類生息を考慮した河川工法案、河川構造物による生息場の消失などを扱う際にはこのレベルにおいての議論となる。米国西海岸では瀬・淵、edge habitat の造成が、丸太、大礫などを利用して行われており、特に河道に流入する倒流木の habitat 造成に果たす役割に関しては、細かい調査が実施されている。

本研究での河川の空間スケール概念図を図3-1.a, b, c, dに示す。

R・C・S調査は、保全的な価値に基づいて既存の河川整備方法による影響、または新しい

河川整備工法の開発及び効率的な管理方案を構築するための基礎調査であり有効に活用される。この調査により河川区域内の多様な要因による情報が微地形単位別に区分・認識される。

このような R・C・S 調査は、河川の環境的な機能を重視しながら治水上の安定性の確保はもちろん、損なわれた生態系の復元と豊かな親水空間の提供などの効果を期待した近自然河川工法の開発のために、イギリスから始まったものである。

植生は河川水辺環境の構成要素の中、一番造作しやすい要素である。植生は河川環境形成過程の指標として使われており、水辺と水路内に棲息している多様な種を多角的に整理・分類し、河川空間の形を提示する。そして、環境の等級を選定し環境要素との関連性を把握することができる。10 年位前から河川整備のとき、治水及び利水機能だけではなく自然生態系の保全、親水機能の増進、景観の確保など河川環境機能を保全・再生及び復元させようという河川整備事業が活発に進行してきている。そして 1989 年には国立河川局(National River Authority)が成立されてから河川環境に対する体系的な調査が行われるようになった。このように N.R.A によって始まった River Corridor Survey 調査方法（以下 R.C.S と表記する）は全流域の環境的特性を調査するために利用されている⁶⁾。

R・C・S 調査で得られた結果は河畔植生群落分析及び河畔植生景観分析のための基礎資料として利用するものとする。

また、R.C.S. 調査で扱う空間的な範囲について述べる。

このような河川水辺調査の標準的な方法としては

1. 水域圏(Aquatic zone)：植物相、流水の形態、河状変化の形態、河道の特性などの調査
2. 水際圏(Marginal zone)：植物相、河道の特性調査
3. 堤防圏(Bank zone)：樹木、植生、物理的な特性の把握
4. 河川周辺圏(Adjacent Land Zone)棲息地形態、土地利用度調査

など 4 圏域で分けて調査する。この調査での植分の決定は河畔植生の調査対象区が見渡せる場所から行い、この河川水辺調査範囲のうち特に本研究では方法 1, 2 と方法 3 に重点をおいて調査した。河川の状況の調査を行い簡単に記号化して河川の流向、河状、そして河川敷などを表した。

流域(Drainage)レベル

景域(Landscape)レベル

微地形(Site)レベル

区間(Section)レベル

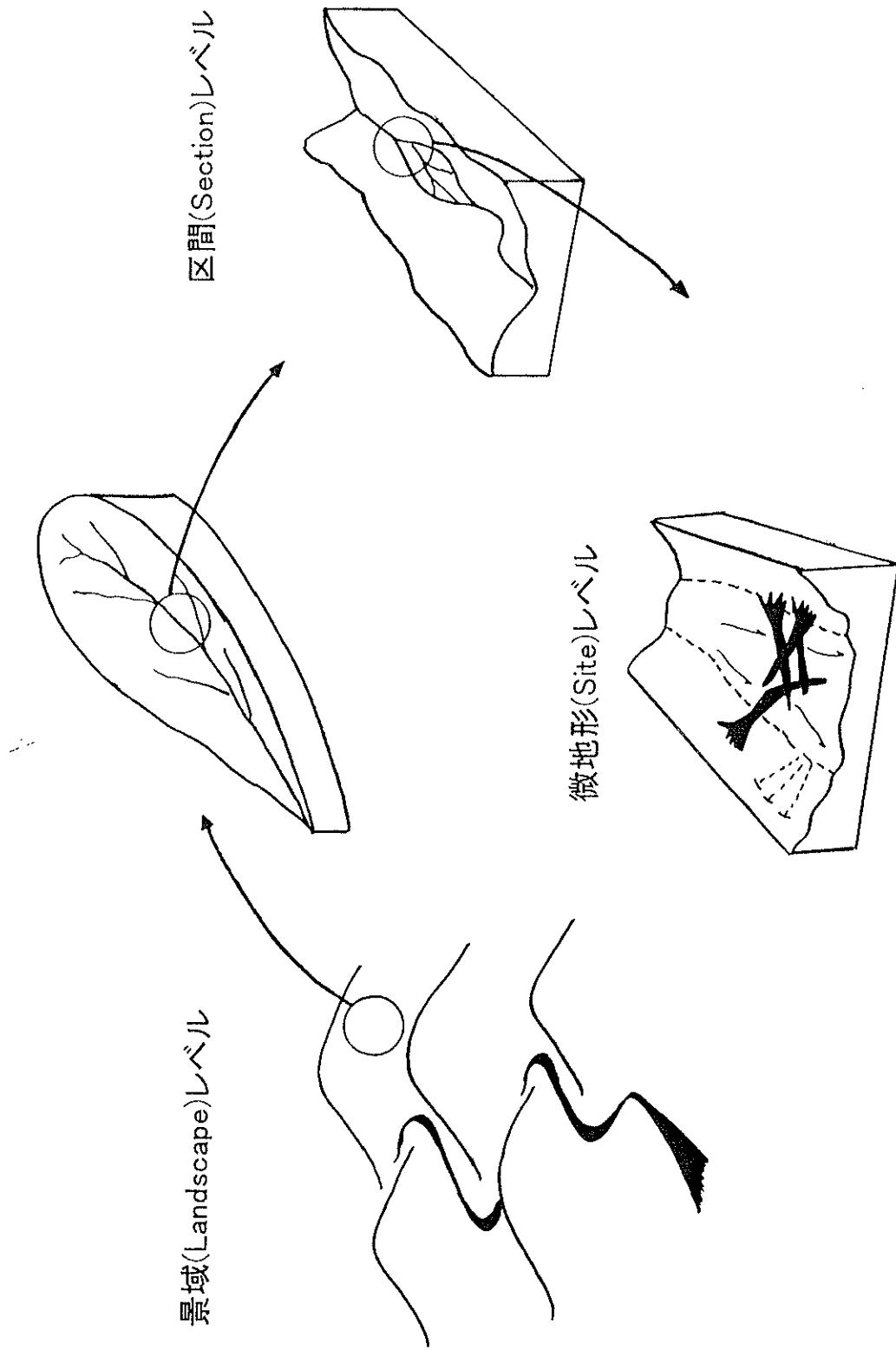
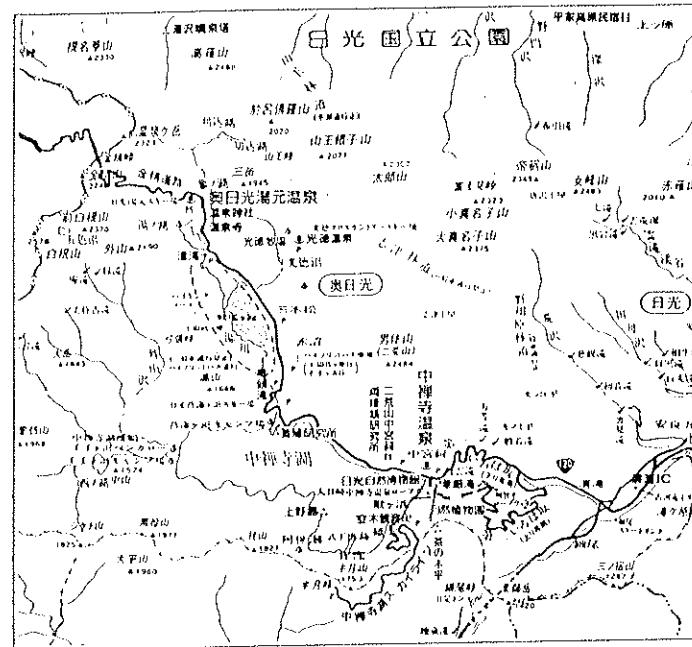
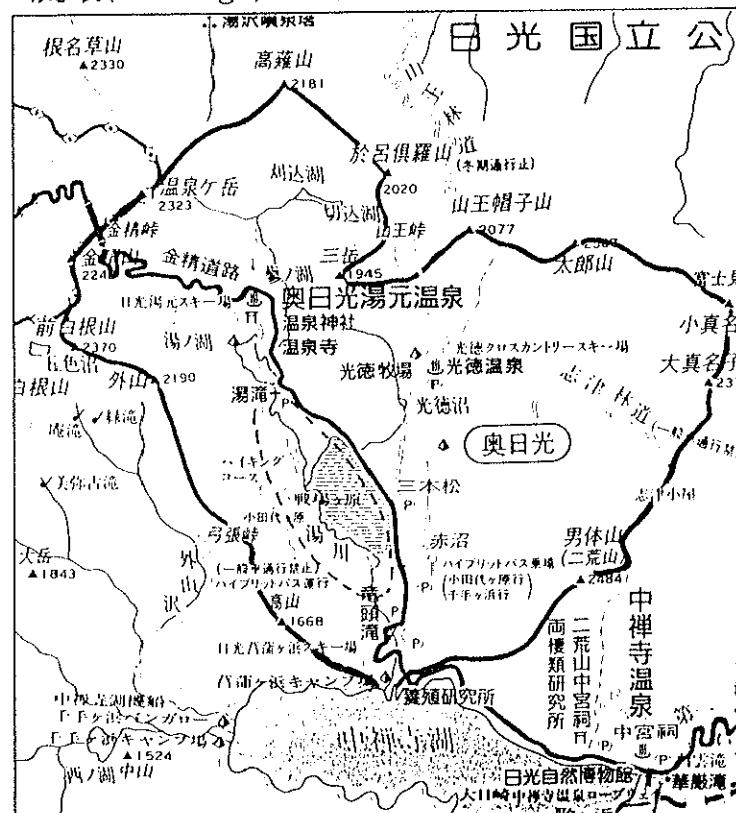


図 3-1.a 河川環境の空間スケール階層区分（中村⁶⁾より引用）

景域(Landscape)レベル



流域(Drainage)レベル

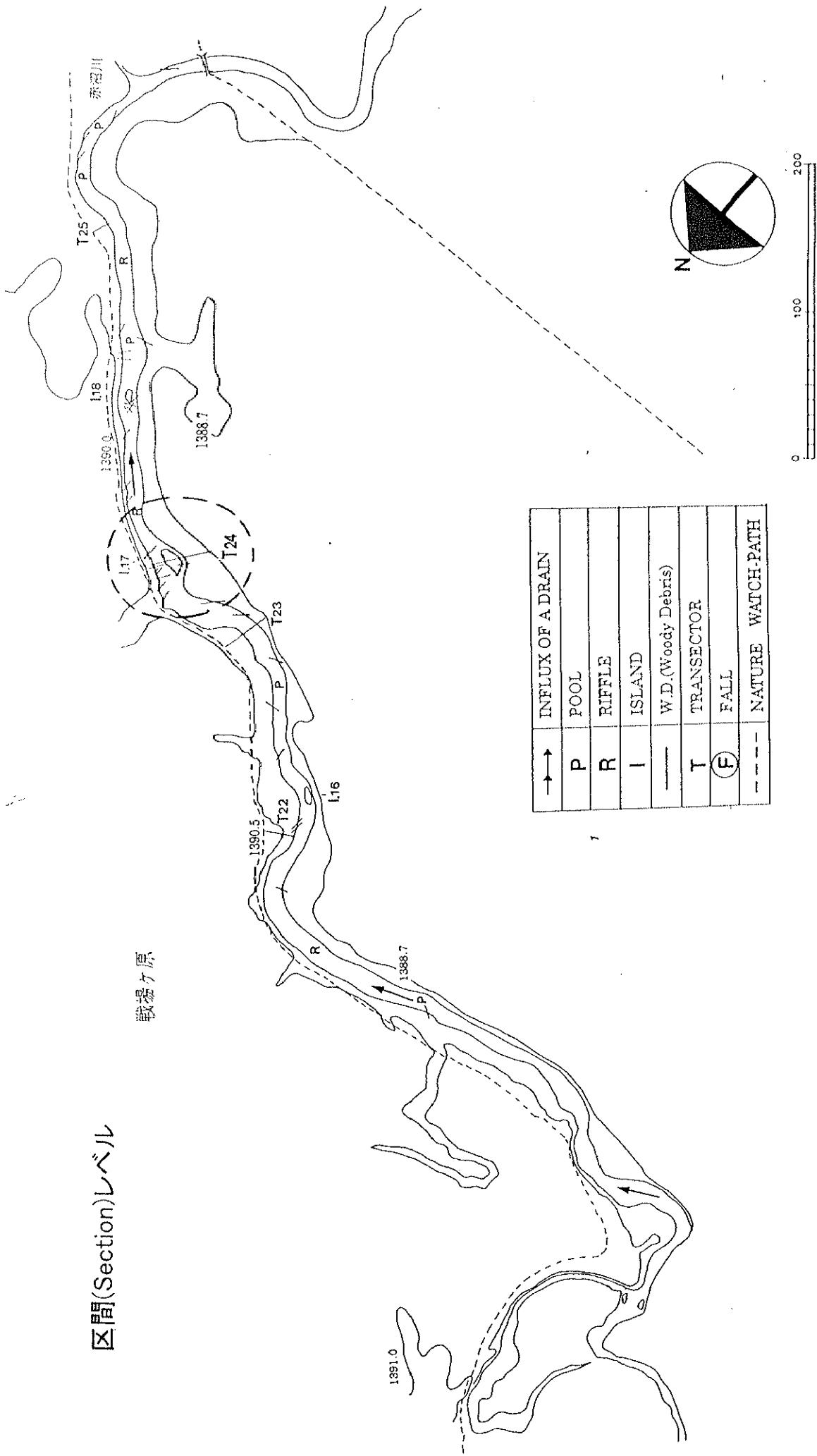


3-1.b 河川環境の空間スケール(湯川調査区の景域・流域レベル)

湯川水辺環境調査図(D)

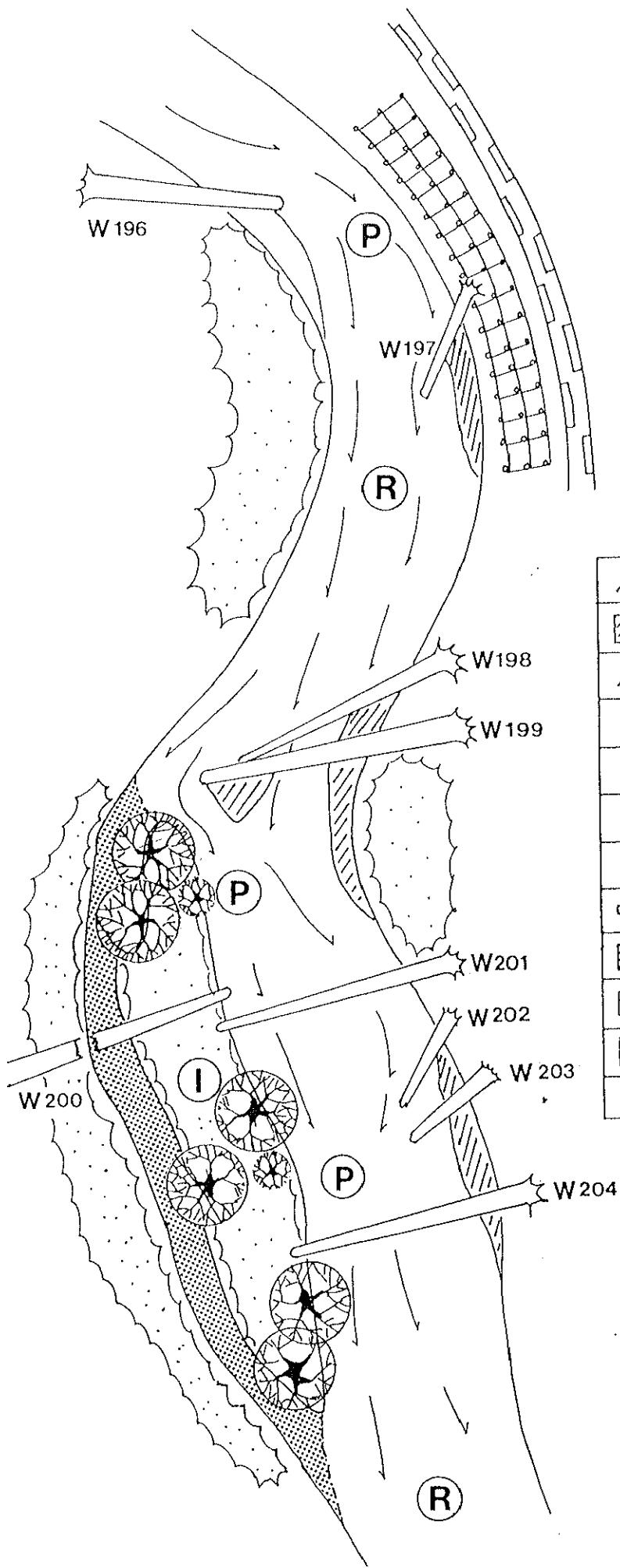
区間(Section)レベル

戦場ヶ原

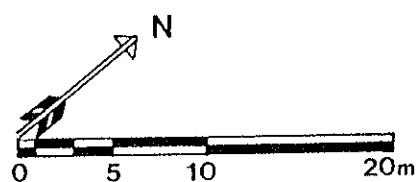


3-1.c 河川環境の空間スケール(湯川調査区の区間レベル)

微地形(Site)レベル



	CANNEL BOUNDARY
	TRAPPED SEDIMENT
	WATER FLOW
	RIFFLE
	POOL
	ISLAND
	RIPARIAN VEGETATION
	W.D. (Woody Debris)
	SIDE CHANNEL
	NATURE WATCH-PATH
	BANK CONSTRUCTION SITE
	LARGE PLANT



3-1.d 河川環境の空間スケール(湯川調査区の微地形レベル)

3-1-2. 河畔域での植生調査

河畔域で、植物は標高の高い所から水中に向かって数種類の目につく植物（優占種）が帶状に分布している。これらの植物分布を規定している主要な要因は水と光の条件により、例えば陸上では土壤の質による水分条件、水中では酸素の条件によっても微視的に植物の分布が規制される。

河畔域の植物の生育環境として重要な要素とは、まさに「水辺」そのものの存在であって、水辺の勾配が緩やかであればあるほど、そして攪乱の頻度が少なければ少ないほど、河畔植生はその分布域を広げることができる。

そして、攪乱の原因であるところの水位の変動、流量の変動、またそれに伴う勾配の変化によって様々な立地環境が得られ、多様性に富んだ植生が見られるようになる。しかし、この攪乱のため河畔域の植物群落は、ふつう植物社会で見られる裸地→コケ類→1年生草本→多年生草本→陽樹（アカマツ、ハンノキ）→陰樹（シイ、カシ）へと移り変わる植物群落の遷移は起こらない。河畔域の植物には1,2年生草本が多く、せいぜい多年生草本までで、樹木類は特定の種類を除いてほとんど生育しない。河川の環境条件が続く限り、群落遷移は途中で止まり停滯している。これを持続植生という⁷⁾。

しかし、このような水辺植生は様々な理由でその面積が減少している。特に、どこにでも見られた身近な植物の生息環境の河川敷、湿地などが河川改修によって減少し、その湿地や河川敷に適応している植物の生育場所が少なくなっている。また、韓国では今日もこのような河川改修が慣習的に行われている。

（1）調査方法

水入川・玉宿川・汝矣島付近において R.C.S. 調査により決定した植分で川の流れに直交するベルトトランセクトを設定した。現地調査については1996年から1999年まで毎年6月から10月までに毎月1回植生調査を行った。上流域には24ヶ所、中流域では15ヶ所、そして下流域では8ヶ所にベルトトランセクトを設置した。各トランセクトの範囲は上流域では水辺から山地斜面直前まで、中・下流域では水辺から堤防までとした（図3-2.a, b, c, d 河畔植生断面位置図）。

ベルトトランセクト(belt transect)調査は植生群落の調査によく使用されている方法で

ある。コドラーート(quadrat)法の変形の一つで帶状の調査区を設定し、それを等間隔に分割して調査する方法であり、この方法を利用して種組成を調査した。本分析には種組成のデータに Braun-Blanquet の優占度階級 +, 1, 2, 3, 4, 5 を利用した。また、総合優占度は優占度階級から中央値をとり、算出した³⁾。その調査結果は表 3-1. a, 3-1. b, 3-1. c, 3-1. d である。

さらに、日光湯川では河畔林の構成を分析するため木本に対して胸高直径 (Diameter at Breast Height) を調査した。帰化植物の侵入程度分析は各調査地点において、全体植生に対する帰化植物が占めている被覆の割合によって求めた。

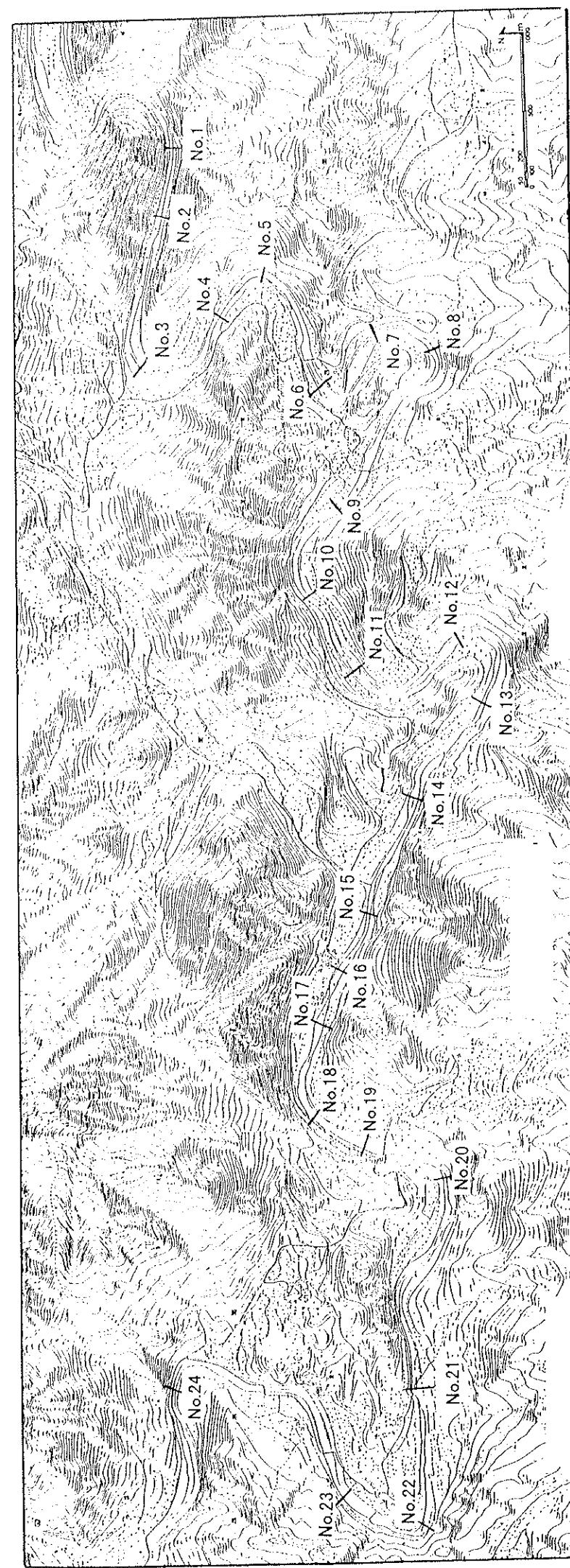


图 3—2.a 水入川河畔植生断面位置图

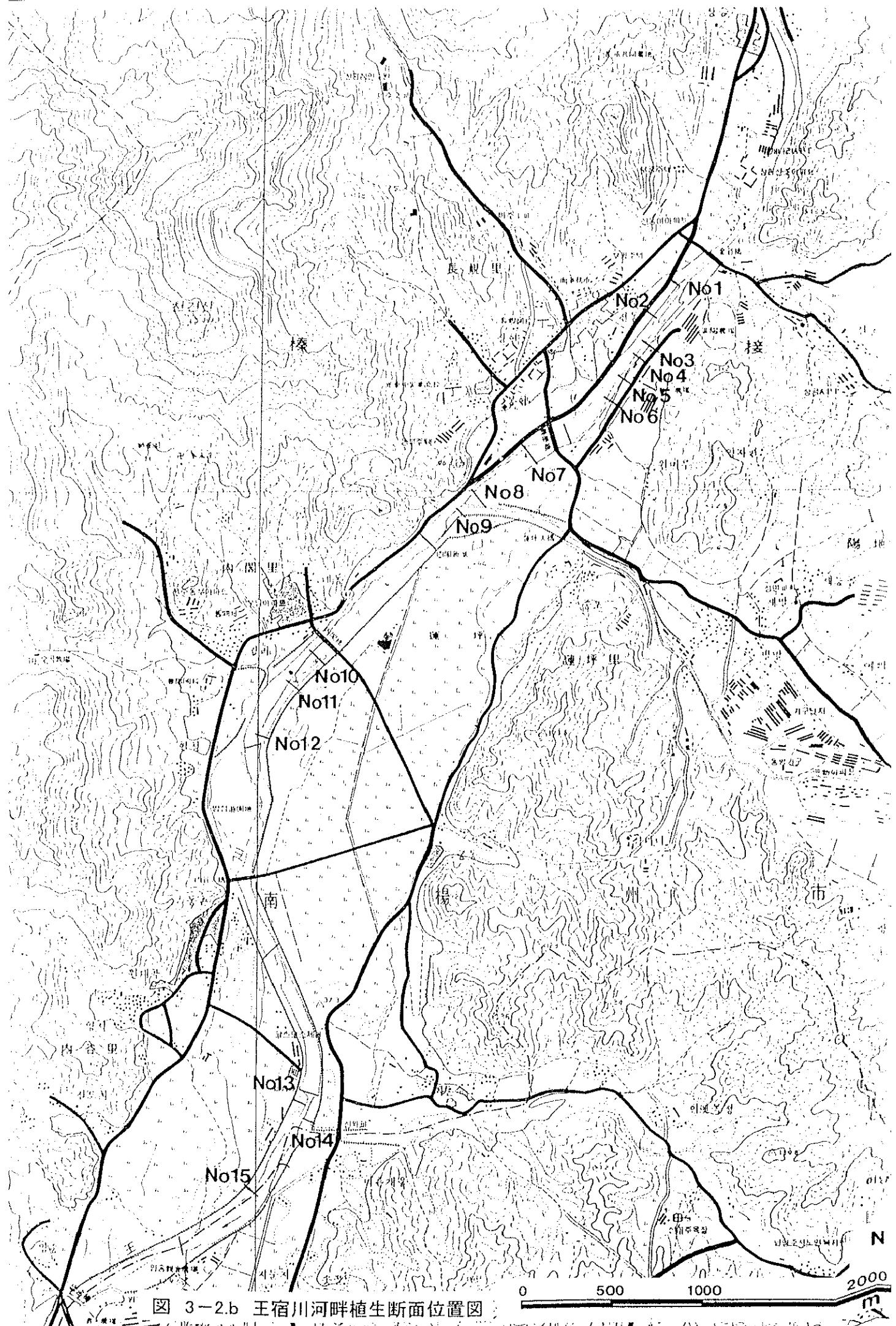


図 3-2.b 王宿川河畔植生断面位置図

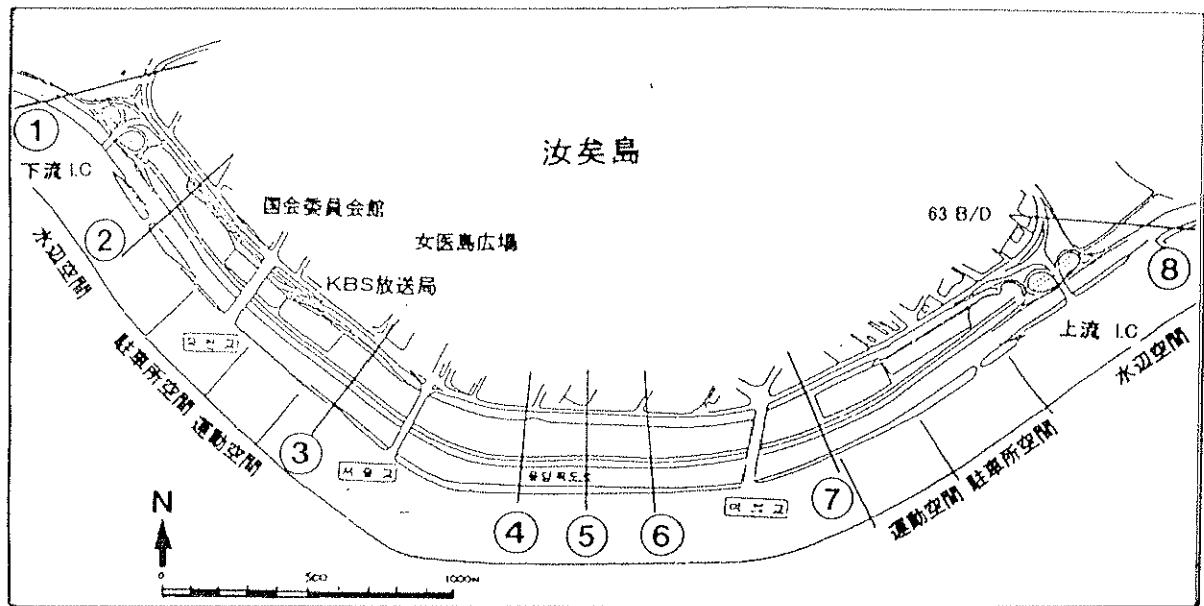
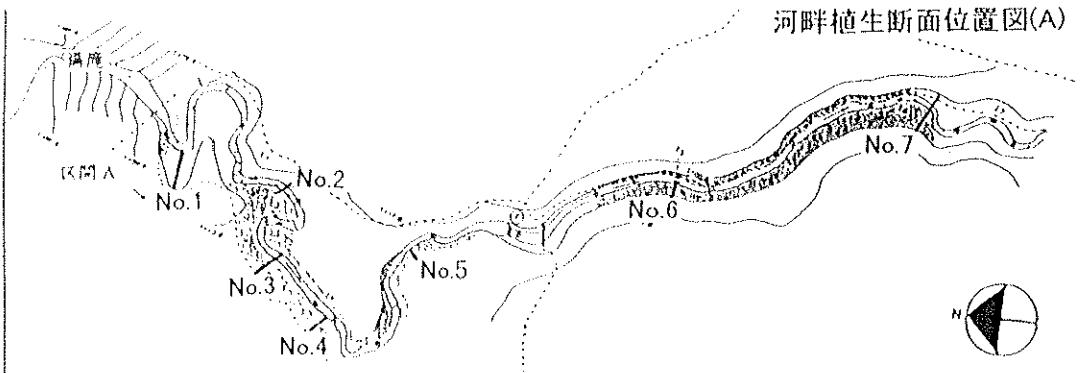
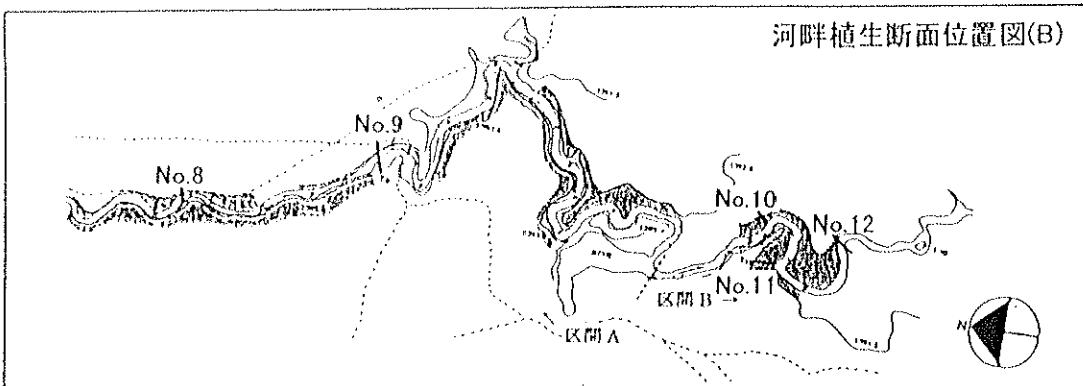


図 3-2.c 汝矣島河畔植生断面位置図

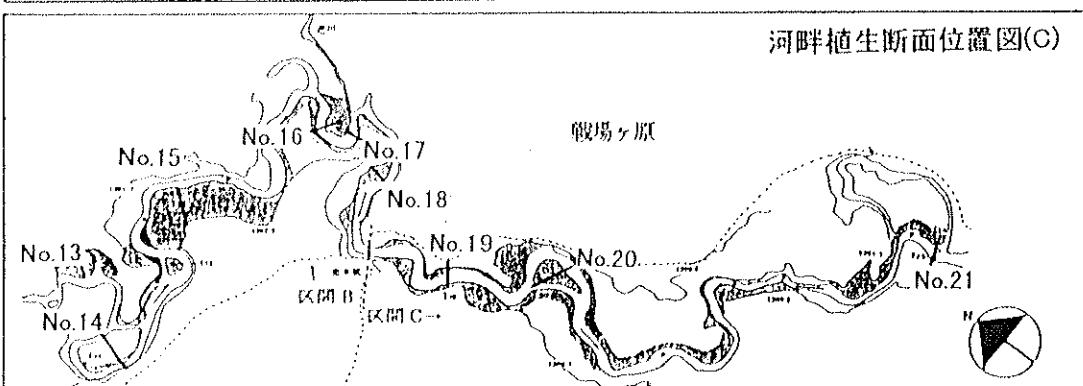
河畔植生断面位置図(A)



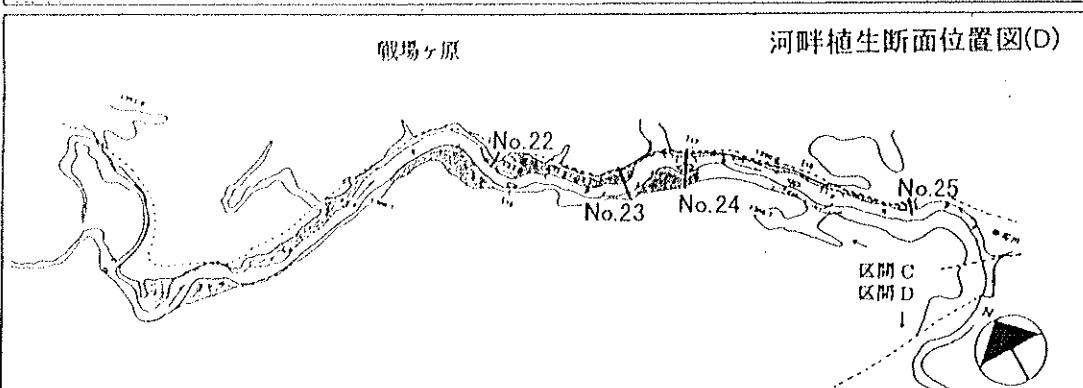
河畔植生断面位置図(B)



河畔植生断面位置図(C)



河畔植生断面位置図(D)



河畔植生断面位置図(E)

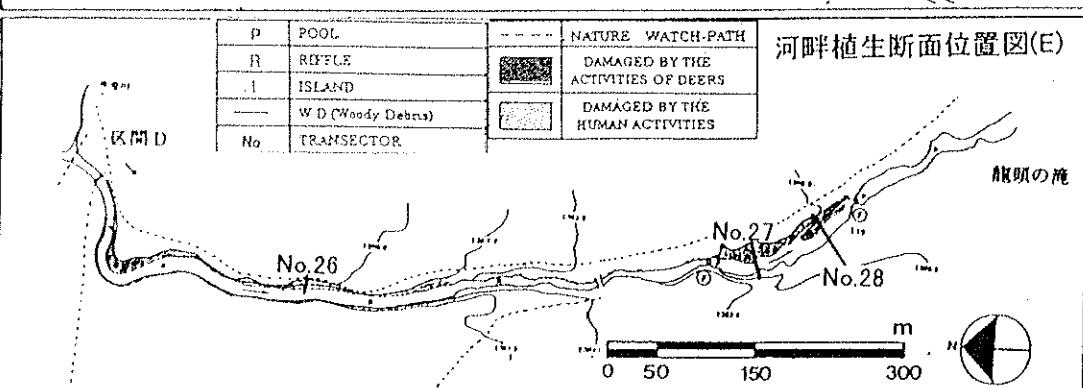


図 3-2.d 日光湯川河畔植生断面位置図

(2) 結果

A. 韓国漢江水系

調査の結果から上・中・下流域ごとに独特の植物種が出現していることが分かった。

上流域では木本としてネコヤナギ *Salix gracilistyla*・タチヤナギ *Salix koreensis*・チョウセントネリコ *Fraxinus rhynchophylla* が総合優占度で高い比率で現れた。草本としてはツルヨシ *Phragmites japonica* が全体総合優占度の 20.9%を占める優占種として出現し、次にオギ *Miscanthus sacchariflorus* が多く出現した。

特に上流域では溪畔域に特有な植生であるチョウセントネリコ・カラコギカエデ *Acer ginnala*・トウグワ *Morus alba*・ケヤキ *Zelkova serrata*・チョウセンヤマツツジ *Rhododendron yedoense* var. *poukhanense*などの種がかなり出現している。これらは花崗岩風化土の浅い土壤地に現われる特徴的な植生として、溪畔域と山地の植生景観をはっきり区分させる。これは山地植生構造とは違う河畔植生の特徴を一日で見せてくれるものだとも言える。

中流域では、木本類よりも草本類が主な構成種となっている。特に中流域の優占種としてツルヨシ・カナムグラ *Humulus japonicus*・ミゾソバ *Persicaria thunbergii*・オギが全体被度の約 25%を占めており、他の種と比べて比較的に高い被覆率を見せてている。また、この地域では上流域と比べて、緑化植物として導入されたニセアカシア *Robinia pseudo-acacia* が、ミゾソバ・カナムグラなどの汚染など人為的な影響に対する耐性が強い種が高い順位を占めて現れた。このことは中流域がある程度、人為的な影響をうけていることを意味している。

下流域においては、代表的な種としてヨシとカナムグラがあげられる。この二つの種は全体被度の約 21%を占める比率で出現している。カナムグラ、ニセアカシア、シバ *Zoysia japonica*・アカザ *Chenopodium album* var. *centrorubrum*・コスモス *Cosmos bipinnatus* などは、汚染に対する耐性が強く、適応力も強い帰化植物がかなりの比率で出現した。

しかし、この地域は 1997 年にエコパークとして造成され、漢江水系の少ししか残されていない河畔域として研究価値が高い地域であると思われる。

B. 日光湯川の植生種分布

表3-1.d のように湯川の河畔林は上流域ではカエデの一種 *Acer* spp.・ウラジロモミ *Abies homolepis*・サワグルミ *Pterocarya rhoifolia*・ミヤコザサ *Sasa nipponica* が優占し、ハルニレ *Ulmus davidiana* var. *japonica*・カツラ *Cercidiphyllum japonicum* は上流域でしか現れなかった。中流域ではズミ *Malus toringo*・ミズナラ *Quercus crispula*・シラカバ *Betula platyphylla* var. *japonica*・ホザキシモツケ *Spiraea salicifolia* が、そして下流域ではミズナラ・ウラジロモミ・カラマツ *Larix kaempferi*・ミヤコザサが優占していた。このような植生は上流域が典型的な渓畔林の種組成を、そして中流域はエゾホソイ *Juncus filiformis*・オオアゼスゲ *Carex thunbergii* var. *appendiculata*・ヨシ *Phragmites communis*などの草本群落が高い割合で現れ高層湿原独特の種組成を示している。

胸高直径 (Diameter at Breast Height) 分析では、上流域ではカエデとウラジロモミ、中流域ではズミとミズナラがそして下流域ではミズナラとウラジロモミについて DBH 10~30cm のものが多く分布していることがわかった (図 3-3)。また樹種ごとに DBH と個体数の関係を整理した結果、ウラジロモミとミズナラについて、DBH 30cm まで徐々に増加するものの DBH40cm で急激に個体数を減らし、DBH40cm 以上では、DBH の増大とともに個体数が増加する傾向を示す (図 3-4)。これより、過去大きな搅乱の影響を受けたことによって、DBH40cm で急激に個体数が激減したと考えられる。また全般的に DBH 10cm 未満の幼木の個体数は DBH10~20cm のものに比べてほぼ半分程度の低い割合であった。これは河川搅乱とともに外部的影響によって河畔域で実生の定着が難しい事を意味していることも考えられる。

表3-1.a 水入川河畔域の植生種組成

調査プロットNo.	種名	学名	優占度												総合優占度											
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
落葉高木	イタヤカエデ	<i>Acer mono</i> subsp. <i>marmoratum</i> f. <i>disustum</i>	4	3	3	2			4		2	3	4	3	1											62.5
	トウグワ	<i>Morus alba</i>																								192.5
	ニセアカシア	<i>Robinia pseudo-acacia</i>																								160.0
	ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>																								125.0
	タチヤナギ	<i>Salix koreensis</i>	3	3	3	2	2	2	3	4	4	4	4	2	2	3	2	2	3	4					707.5	
	チヨウセントネリコ	<i>Fraxinus rhynchophylla</i>	2	2					4	4	4	4	4	2	3	3	3	2	3	3					445.0	
	カラコギカエデ	<i>Acer ginnala</i>	3						4		4		4	4	4	2	4		3	4					380.0	
	クリ	<i>Castanea crenata</i>	3						4		4		4	4	4	2	4		2	4					367.5	
	ネコヤナギ	<i>Salix gracilistyla</i>	2	2	4	3	3	2	3	3	3	2	4	2	3	1	4	5	3	1	1	2	3	4	857.5	
	チヨウセンヤマツツジ	<i>Rhododendron yedoense</i> var. <i>poukhanense</i>	2				1			2	3														77.5	
落葉低木	ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i>	2	3					1																60.0	
	コゴメウツギ	<i>Stephanandra incisa</i>																							55.0	
	ツルヨシ	<i>Phragmites japonica</i>	4	4	4	5	3	5	3	3	4	3	4	3	3	2	5	5	5	5	4	4	4	4	1417.5	
	オギ	<i>Misanthus sacchariflorus</i>	3	2	3	5	2	2		1	+	1	1	3	5	3									475.5	
	ミゾリバ	<i>Persicaria thunbergii</i>	2	2	2	1	2						2	2											147.5	
	シリフネソウ	<i>Impatiens textori</i>	3	2									3	3	3	3									192.5	
	ヨシ	<i>Phragmites communis</i>	2				4						5												185.0	
	ヤナギタデ	<i>Persicaria hydropiper</i>	2	2	1								2												95.0	
	カナムグラ	<i>Humulus japonicus</i>	2	3	2	+							3	2	1	+									135.0	
	ワレモコウ	<i>Sanguisorba officinalis</i>	2				4		2				1		1	1									107.5	
草本	クズ	<i>Pueraria lobata</i>	3		+								+	+	1	3	2	+							99.5	
	タカヨモギ	<i>Artemisia selengensis</i>																							47.5	
	ナガバギシギシ	<i>Rumex crispus</i>	2	2		+																			73.0	
	コナギ	<i>Monochoria vaginalis</i> var. <i>plantaginea</i>	3	2																					72.5	
	オオイヌスゲ	<i>Carex sochalinensis</i> var. <i>alterniflora</i>																							50.0	
	ツルケマン	<i>Corydalis ochotensis</i>																							60.0	
	キジムシロ	<i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i>																							35.0	
	ヒメジョオン	<i>Erigeron annuus</i>																							35.0	
	ママコノシリヌクイ	<i>Persicaria senticosa</i>																							35.0	
																									2	

注: 優占度: 各出現種は+、1%未満、1(1-10%)、2(10-25%)、3(25-50%)、4(50-75%)、5(75-100%)の6段階に評価し、総合優占度は優占度階級から中央値を取り算出した。
また、調査種のうち総合優占度が35未満は除去した。

表 3-1.b 王宿川河畔域の植生種組成

調査ブロックNo.	種名	学名	優占度												総合優占度	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
落葉高木	ニセアカシア タチヤナギ ネコヤナギ イタチハギ ツルヨシ カナムグラ ミヅソバ オギ	<i>Robinia pseudo-acacia</i> <i>Salix subfragilis</i> <i>Salix gracilistyla</i> <i>Amorpha fruticosa</i> <i>Phragmites japonica</i> <i>Humulus japonicus</i> <i>Persicaria thunbergii</i> <i>Miscanthus sacchariflorus</i> <i>Artemisia selengensis</i> <i>Alopecurus aequalis</i> var. <i>amurensis</i> <i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i> <i>Carex parviflora</i> var. <i>macroglossa</i> <i>Persicaria hydropter</i> <i>Chenopodium album</i> var. <i>centrobruum</i> <i>Setaria viridis</i> <i>Cyperus amnicus</i> <i>Equisetum hyemale</i> <i>Portulaca oleracea</i> <i>Lycopus lucidus</i> <i>Amaranthus mangostanus</i> <i>Corydalis ochotensis</i> <i>Spartanium glomeratum</i> var. <i>angustifolium</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Pueraria lobata</i> <i>Bidens tripartita</i> <i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatior</i> <i>Echinocloa crus-galli</i>	3	2	3	2	3	3	1	+	2	2	3	3	4	380.5
落葉低木	スズメノテッポウ キジムシロ コジュズスゲ ヤナギタデ アカザ エノコログサ チャガヤツリ スギナ スペリヒュ シロネ ヒユ ツルケマン ホソバウキミクリ シロツメクサ クズ タウコギ ブタクサ ノビエ		2	1	2	2	2	3	+	3	1	+	+	+	76.0	
草本			3	4	4	4	2	2	3	3	1	1	+	+	217.0	
			4	4	4	4	2	2	3	3	3	3	3	3	112.5	
			3	3	2	3	2	1	2	1	1	2	1	2	412.5	
			2	2	1	2	3	3	3	3	2	2	3	3	501.0	
			3	3	2	3	2	1	2	1	1	2	1	2	312.5	
			2	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1	2	135.0	
			2	2	1	3	2	1	2	1	1	1	1	3	200.0	
			2	2	2	3	2	4	1	2	1	1	1	1	3	230.0
			1	1	1	2	3	1	1	2	1	1	1	1	2	157.5
			+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	74.0
			1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	110.5
			1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	117.5
			2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	111.0
			1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	2	125.0
			2	3	2	1	+	+	2	1	1	1	1	1	1	106.0
			1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	2	100.0
			1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	82.5
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	100.0
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	102.5
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	58.5
			2	+	3	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	35.0
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	57.5
			1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	32.5
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	32.5
			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	20.0

注：優占数：各出現種には+1%未満(1-10%)、2(10-25%)、3(25-50%)、4(50-75%)、5(75-100%)の6段階に評価し、総合優占度は優占度階級から中央値を取り算出した。
また、調査種のうち総合優占度が20未満は除去した。

表3-1.c 漢江(汝矣島)河畔域の植生種組成

調査ブロックNo. 植生タイプ	種名	学 名	優 占 度						総 合 優 占 度
			1	2	3	4	5	6	
落葉高木	タチヤナギ	<i>Salix koreensis</i>	5	4	4	5	5	2	300.0
	ニセアカシヤ	<i>Robinia pseudo-acacia</i>	5	4	4	4	5	2	167.5
	ソメイヨシノ	<i>Prunus yedoensis</i>	5	2	4	3	3	2	212.5
	ヒメジョオン	<i>Erigeron annuus</i>	4	3	5	4	5	5	227.5
	ヨシ	<i>Phragmites communis</i>	4	4	4	5	5	5	512.5
	カナムグラ	<i>Humulus japonicus</i>	5	3	4	5	5	5	475.0
	エノコロケサ	<i>Setaria viridis</i>	5	3	4	3	3	+	225.0
	オギ	<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	3	3	4	2	2	+	73.0
	スギナ	<i>Equisetum hyemale</i>	3	3	4	5	5	+	187.5
	クサヨシ	<i>Rhapis arundinacea</i>	1	3	+	4	5	3	137.5
	ニワウルシ	<i>Ailanthus altissima</i>	1	3	+	4	5	3	150.0
	シバ	<i>Zoysia japonica</i>	1	3	+	4	5	3	81.0
	マツヨイグサ	<i>Oenothera stricta</i>	3	3	5	5	5	3	125.0
	チャガヤツリ	<i>Cyperus amurensis</i>	4	4	4	4	4	4	125.0
	アカザ	<i>Chenopodium album</i> var. <i>centrorubrum</i>	3	3	4	4	4	4	100.0
	アナモミ	<i>Xanthium strumarium</i>	4	4	3	3	3	4	100.0
草	ツルヨシ	<i>Phragmites japonica</i>	3	3	+	1	1	+	73.5
	コスモス	<i>Cosmos bipinnatus</i>	+	3	1	3	1	+	75.5
	ナガバギンギン	<i>Rumex crispus</i>	5	3	3	3	3	3	86.0
	イシミカワ	<i>Persicaria perfoliata</i>	5	3	1	3	1	+	75.0
	シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i>	5	3	1	3	1	+	87.5
	タウコギ	<i>Bidens tripartita</i>	3	3	3	3	3	2	55.0
	オオイヌタデ	<i>Persicaria nodosa</i>	4	4	4	4	4	2	62.5
	タガラシ	<i>Ranunculus sceleratus</i>	2	2	+	2	2	1	62.5
	サジオモダカ	<i>Alisma plantago-aquatica</i> var. <i>orientale</i>	2	2	+	2	2	1	22.5
	メビシバ	<i>Digitaria sanguinalis</i>	2	2	+	2	2	1	18.5
	タコノアシ	<i>Penthorum chinense</i>	2	2	+	2	2	+	18.5

注: 優占度: 各出現種は+1%未満、1(1-10%)、2(10-25%)、3(25-50%)、4(50-75%)、5(75-100%)の6段階に評価し、総合優占度[は優占度から中央値を取り算出した。
 また、調査種のうち総合優占度が18.5未満は除去了。

表 3-1.d 湯川河畔域の植生種組成

調査プロットNo.	流 域 区 分	植生タイプ	種 名	学 名	上 游 域												中 游 域												総 合 優 占 度					
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25					
常緑高木	ウラジロモミ		<i>Abies homolepis</i>		2	4	4	4	4	2																			3	322.5				
落葉高木	カエデの一種		<i>Acer spp.</i>		2	3	3	2	3	4	4																		2	290.0				
	サワグルミ		<i>Pterocarya rhoifolia</i>		3	1	3	3	4	4																			180.0					
	カツラ		<i>Cercidiphyllum japonicum</i>		4	3	3																					2	137.5					
	ハルニレ		<i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>		2	2	2																					2	70.0					
	カンボク		<i>Viburnum opulus</i> var. <i>calvescens</i>		2	2																						+	105.5					
ズミ			<i>Malus toringo</i>																															
ミズナラ			<i>Quercus crispula</i>		5	4																												
シラガバ			<i>Betula platyphilla</i> var. <i>japonica</i>		5	5	2																											
カラマツ			<i>Larix kaempferi</i>																															
シライナギ			<i>Salix shiraii</i>																															
ホザキシモツケ			<i>Spiraea salicifolia</i>																															
木本	ミヤコザサ		<i>Sasa niponica</i>		4	3	3																											
落葉低木	ミヤコザサ		<i>Juncus filiformis</i>		1	1	2	4	+ 1	4																								
低草	エゾホソイ		<i>Carex thunbergii</i> var. <i>appendiculata</i>		1	1	2	1	4	+ 4	1	1	1	3	1	1	2	1	3	3	+ 1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	5			
	オオアゼスゲ		<i>Potentilla centigrana</i>		1	1	2	1	+ 1	2	1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+	319.0			
	ヒメヘビイチゴ		<i>Aster ageratoides</i> ssp. <i>leptophyllum</i>		+	+	3	1	3		1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	103.0			
シロヨメナ			<i>Phragmites communis</i>																															
ヨシ			<i>Zoysia japonica</i>																															
シバ			<i>Plantago asiatica</i>																															
オオバコ			<i>Rhynchospora fujianae</i>																															
コイヌノハナヒゲ			<i>Trifolium repens</i>																															
シロツメクサ			<i>Murdannia keisak</i>																															
イボクサ			<i>Persicaria hastato-sagittata</i>																															
ナガハノウナギンカミ			<i>Thalictrum aquilegifolium</i> var. <i>intermedium</i>																															
カラマツソウ			<i>Viola grypoceras</i>																															
タチツボスミレ			<i>Festuca parvifluna</i>																															
トボシガラ			<i>Carex versicolor</i>																															
オニナルコスゲ																																		

注:被度指數:各出現種は+1%未満,1(10%)2(10-25%),3(25-50%),4(50-75%),5(75-100%)の6段階に評価し、総合優占度は優占度から中央値を取り算出した。
 また、調査種のうち総合優占度が53未満は除去了。

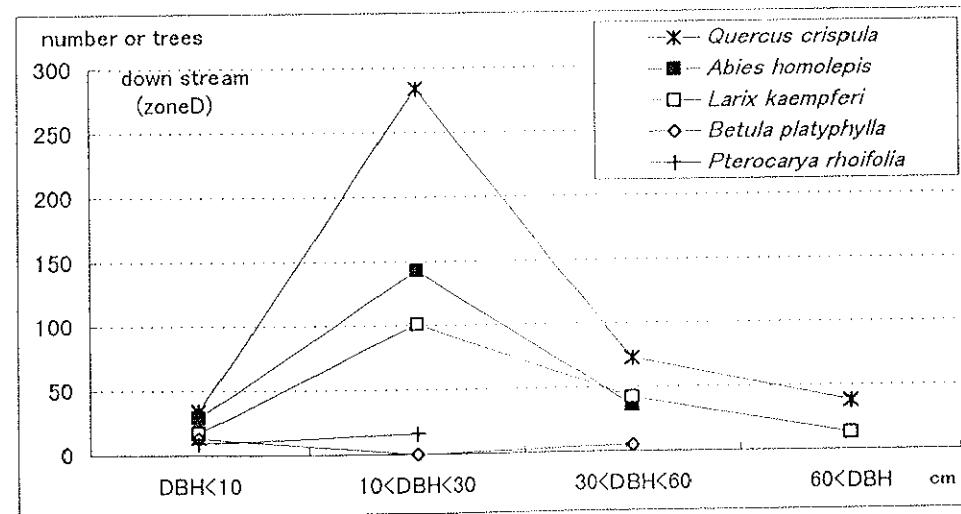
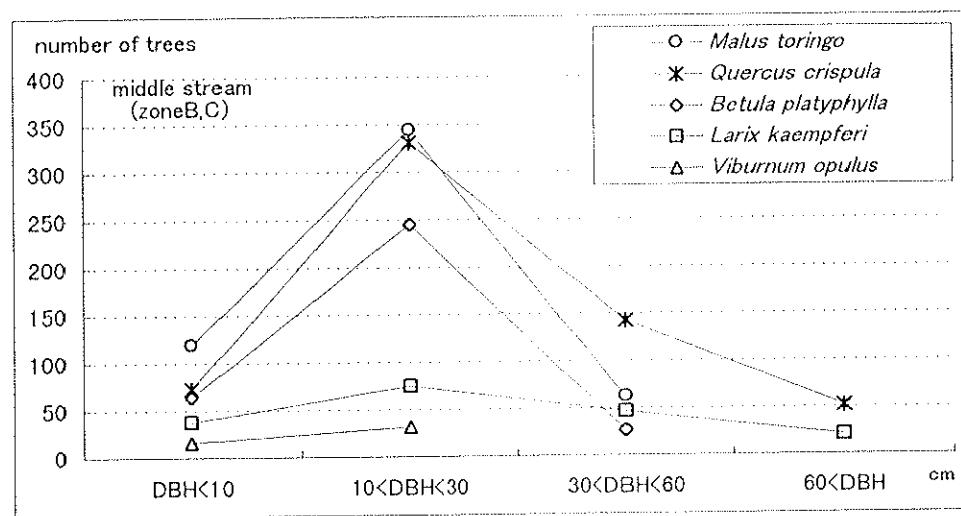
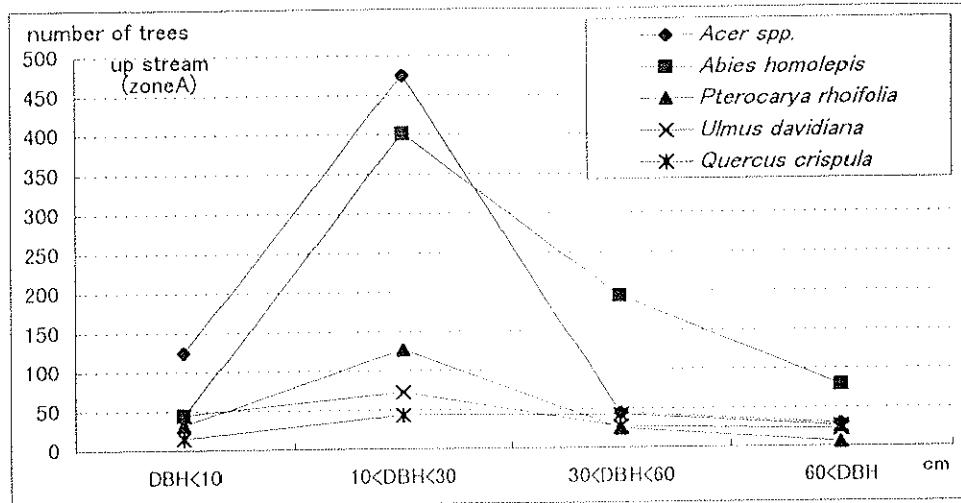


図 3-3. 湯川流域ごとの胸高直径分布

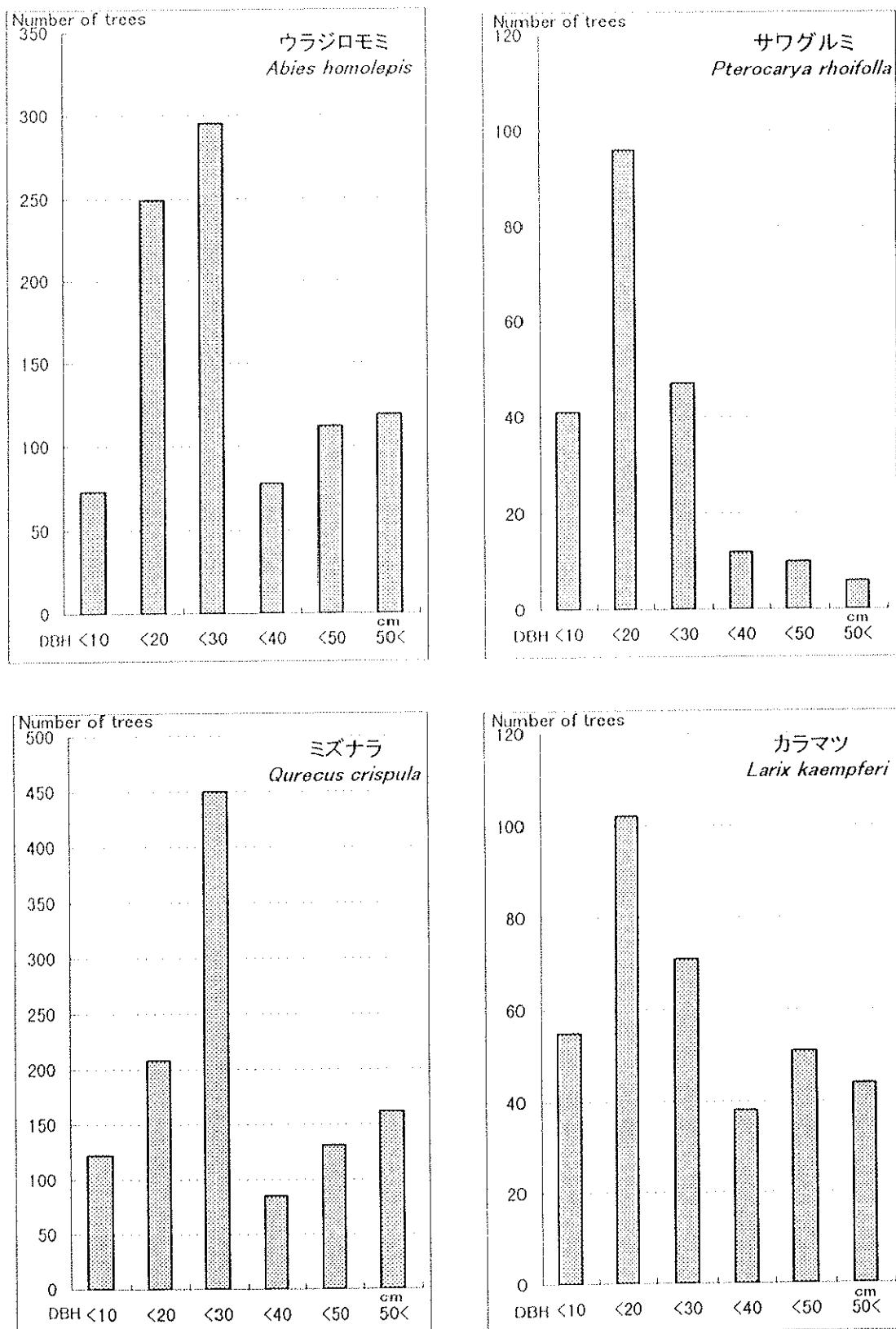


図 3-4 湯川河畔林の胸高直径階分布

3-2. 河畔植生に及ぼす影響分析

河川空間は帯状の形態の回廊型緑地である。河川空間はマトリックスとなる周囲の市街地や農地よりも自然性が高く、自然性の高い山地から連続している事が多い。また、マトリックスのなかに点在する緑地を結んでいる。このような形態から、河川空間は山地から都市への、また緑地から緑地への間、動植物の移動のための回廊としての機能をもっている⁹⁾。このような生態的回廊の質は、生物の移動にどの程度寄与しているかで評価されるが、回廊の長さ、幅、回廊を構成する植生の状態、回廊及びその周囲における人間活動の程度によって変化するものとされる¹⁰⁾。例えば、人為的に造成された回廊の場合、在来種よりは帰化種、自然性の高いところに生息する種よりは人為的に搅乱された場所を好む種の移動をむしろ促進する傾向にあることに留意しなければならない。このような生態的回廊を取り入れた空間計画では、個々の回廊がはたしてどのような生物によって、どのように利用されるのかを認識したうえで計画する必要がある。回廊として重要な属性は、植生の構造、回廊の長さと幅、連続性、回廊に対する人為的インパクトの程度の五つであり、対象に応じてその中身や許容範囲を決定する¹¹⁾。そこで、生態的回廊である河川の河畔植生が受けている人為的インパクトはどの程度なのかに対して分析した。さらに、野生動物にとって利用されている河畔域はどの程度のインパクトを受けているのか、そしてそのように利用されている河畔域は管理されているのかを分析し、最終的に河畔植生の自然度を評価した。

また、主に使われる指標の定義を下のように一覧表に示した。

表 3-2. 指標定義の一覧表

区分	定義	計算方式 (単位: %)
自然度	ある地域において人為的な要素を除き、残っている本来自然の割合	100(調査プロットの中、自然的植生種の総合優占度合計)/調査全区域の総合優占度合計
人為度	自然度の反対的な意味で、人為的要素の割合	100(調査プロットの中、人為的植生種の総合優占度合計)/調査全区域の総合優占度合計
帰化率	ある地域に生育する全植物の種類数に対する帰化植物の割合	100(帰化植物の種類数)/植物の全種類数
被害率	全植生被覆面積に対する被害植生が占めている面積の割合	100(被害を受けた植生が占めている面積)/河畔域の全植生被覆面積

3-2-1. 河畔植生自然度分析

本来の自然の度合いを 100 とした場合、その反対要素（人為作用の強さ）を引いたのが自然度である。ある地域に生育する植物の全種類数に対する帰化植物の種類数を帰化率と呼ぶが、この帰化率を用いると、その地域の人為作用の強さを判断することができる⁷⁾。本研究においては人為的な要素として、この帰化植物と同時に汚染に耐性のある植物なども含め自然度を算出することとし種数ではなく面積を算出して扱った。

河畔植生の自然度を高めるためには、まず、現存する河川環境のなかから、自然性に対する評価の高い地区を選定し、その保全対策が講じられなければならない。人工的に画一化の進んだ河川においても、自然性が高い地区的存在が、植生図の調査の結果から明らかにされつつある。河川改修の結果、地形が単調に変化してしまった区域において多様な自然生態系を復元するためには、人為的に生物の生育環境を創出することが最も早道な手法である。ワンドの造成、魚巣ブロック、伝統工法を用いた植生護岸など、近自然工法による変化に富んだ生物の生息空間（ビオトープ）を創出する試みは急速に各地で行なわれている。理想的には生物の生息域が河川の搅乱により多様な形で存在することが望ましいが、現実的に用地の確保など問題が山積みの状態で生態系保全が急務であることを踏まえてみれば、河川敷内の流水辺に限らず、高水敷や堤防上さらに、一般の都市及びその周辺地域においても行なうべきである。

植生自然度に関する研究はこれまでいくつかされてきた。最初に植生自然度という考え方を提唱したのはドイツの生物生態学者であるエーレンベルグ(Ellenberg)であり、植生自然度は「人間の干渉の度合いに応じて植物景観を 8 つの階に分類」したものであった⁷⁾。しかし、植生自然度を河川に適用させるためには、例えば、河川という特殊な地域に適用させにくいという地域的な問題や、水辺に密集している草本類に関する、より詳しい分類ができなかつたなどいくつかの問題点が存在している。

そして、このような河川自然度(D.G.N: degree of river naturalness)の問題点を解決し、河川に限って「都市化の度合い」に適用させたのが、佐々木寧の研究¹²⁾がある。しかし、この研究においても問題点がいくつか存在している。それは、代償植生を自然植生に多数含ませたということと、面積による評価だったので対象区域すべての植物群落の面積を求めなければいけないということである。

さらに、河川はその区域によって河畔植生に及ぼす影響は様々な形態・頻度を、その影響分析の項目を変えなければならない。例えば、都市の中を流れている都市河川においては何よりも人為的な影響が大きく、国立公園など自然保護管理されているところではその影響要因が都市河川とは異なる。例えば日本では国立公園など保護地域における、大型野生動物による食害などの被害が深刻な問題となってきた。野生動物の個体数増加とそれに伴って植生に及ぼされる影響は人間が管理をおろそかにした結果発生したものであり、植物に対して大きなインパクトの一つとなった例である。特に調査区域として扱った湯川一帯はシカの個体数増加に伴う強い採食圧は短莖草本植物と不嗜好性植物の増加につながり、河畔域の裸地化、植生の構造的な変化が引き起こされている。そこで、本研究では野生動物による河畔植物の食害も人為的な影響として認識したうえですすめた。

(1) 対象地の選定

河畔域の植生自然度分析における研究対象地の選定基準として自然状態の河畔植生が良好な状態で保たれている地域を選ぶこととした。韓国では、上流域の水入川がその条件を満たしており、中流域と下流域の植生調査を再び利用しその植生自然度と人為度を求めた。

また、日本においては、比較的良好に保たれているものの人為的な影響と野生動物の影響が同時に問題になってきている、日光国立公園の湯川流域を選んだ。日光国立公園は首都圏から比較的近いため、年間 2,000 万人以上の観光客が訪れる日本でも有数の国立公園である。日光湯川では毎年 5 月 1 日から 9 月 30 日まで渓流釣りが解禁され、大勢の釣り人が訪れる¹³⁾。そして近年の利用者の増加に伴って、釣りなどによる過剰利用によって河畔域の地表面が硬化し、保護植物で指定されている植物などを含めその生態系全体が危機にさらされている。もちろん戦場ヶ原湿原区域の一部は禁漁区域として指定されているが、実際には守られておらず河畔域の破壊は進んでいるのが現状である。そこで、河畔域での利用者数の利用頻度を全国内水面漁業協同組合連合からのデータを基に分析した。さらに、その利用によって搅乱された河畔域を面積換算方法を利用し分析した。

(2) 分析方法

群落構造を把握するための調査項目としては、群落相観、階層構造、分散構造、齡構造な

どがあり、とくに群落の高さ、発達した階層構造は群落そのものの生物多様性を意味する。遷移による診断では遷移系列（先駆群落、途中相、極相）正常・偏向遷移の別、群落相観、遷移度などにより、その分布区域における群落のダイナミズムの判断が下される。とくに、河畔域の群落は流況の変動と動的関係にあることから、遷移診断は重要である。また、群落の動態は防災、保全、景観機能などの評価にも関わりを持っている。

自然度の基準として、各々の植物の植物生態学的分類を行った。帰化植物は代償植生に含めて扱うこととし、人為的な植物として区分した。また、汚染に対する耐性が強い植生も人為的な植物として区分した（表 3-3）。そして、自然度は植物が占めている面積を Braun-Blanquet の優占度階級（+, 1, 2, 3, 4, 5）を利用し、総合優占度は優占度階級から中央値をとり算出した。そして、調査区域全体の植生自然度は、総合優占度の合計に対する調査区域での総合優占度の割合でその自然度を求めた。

(3) 結果

韓国漢江水系の上流域である水入川では自然度を示す植物として、46 種のうち 33 種が抽出された。それは調査区域に出現する種の約 72% を占める高い比率である。残り 13 種は代償植生に代表的な植物として抽出された。さらにその 13 種が占める被度は低かったので、自然度は非常に高い結果となった。上流域での全体植生自然度は 93.4% を占め、河畔植生の自然度が高い地域として評価できた。

中流域の王宿川では、自然度を表す河畔植生として 46 種の中 25 種が抽出できた。しかし、総合優占度が低く、自然度も低く現れた。中流域での全体植生自然度は 52.2% という高い値を示し急に自然植生が破壊されていると評価できる。このように自然度は中流域から急に低い値を示しており、人為的な攪乱が中流域は上流域と比較して強度に起こっていることを意味している。漢江水系の下流域では 27 種のうち、自然度を表す河畔植生が 11 種抽出された。全体河畔植生自然度は 44.0% で現れ、人為度は 56.0% で非常に高く現れた。

つまり、本研究の 3ヶ所の対象地での結果では、河畔植生の自然度は下流に向かって低くなる傾向があることが確認された（図 3-5）。

日光国立公園の湯川で渓流釣りを目的として来る人は、毎年増加傾向を示しており、その利用は植生に対して悪影響を及ぼす要因の大きなものである。その利用に伴う河畔植生の踏

みつけによる裸地化とそれに伴う土壤表面の硬化など、被害が最も大きい区域は、青木橋～赤沼川出合にいたる湯川に接する区域のC区間であり、被害率は約13%を示した（ここで被害率は全植生被覆面積に対する被害植生が占めている面積の割合をもって表現した）。この区間は遊漁区域であり、特に河岸傾斜が緩慢でアクセスが容易なため利用頻度が一番高い。これ以外の区域では約5%未満の被害率であり比較的被害は少ない。しかしながら、自然観察路・立入禁止柵の造成が不備でありその被害率は次第に高まると推察される。さらに、過去12年間を比較してみると、約2倍の利用者数の増加が確認され、利用者の数は増加傾向を示している（図3-6）。また、その利用の際の踏圧によって土壤が硬化した河畔域において、河畔植生が回復するためには長期間を要することが予測される。

また、植物群落に対する影響予測評価を行う項目として種数の減少、帰化植物の侵入、そして群落構造の変化があげられる。帰化植物は、在来種が劣悪な環境条件下でニッチを占めきれなかったり、土地の搅乱によって在来種が消滅した所に侵入する。すなわち、帰化率の高さは、自然破壊度と同義に扱えると言える。帰化植物の繁茂の問題は、自然の生態系の人為的な破壊の問題に他ならず、在来の植物や他の生物の脅威となっていることがある。見方を変えれば、帰化植物の侵入や繁茂は、生物多様性の低下、人間による自然環境破壊の影響を植物の反応から測る一つの物差しになるといえる。そこで河川の自然植生と代償植生の相互関係、人為的影響の程度等から自然度評価が可能となる¹⁴⁾。

一般的に1つの河川で、上中下流において下流ほど植生人為度は高い値を示す。その上流域の湯川においてもさらにその区間を上中下流と分けて扱った。河畔域で見られるオオハンゴンソウ *Rudbeckia laciniata*・シロツメクサ *Trifolium repens*・シバなどの帰化植物による植生人為度は、上・下流域の区分なく分布している結果となった。また、植生人為度は調査区No.19地点で約30%と一番高い比率を示した。さらに調査区No.15地点は野生動物によって大規模な裸地が形成されており、帰化植物の侵入可能性がもっとも高い地域と考察された。帰化植物の多くは一旦定着すると他の種の侵入を阻む特性を持っているため、湯川河畔域は将来、帰化植物ばかりが繁茂する恐れがあると考えられる。

表3-3 河畔植生の影響区分

漢江水系		自然的植生種		人為的植生種		木本	
1年草	多年草	木	本	1年草	多年草	木	本
ミゾソバ・ヤナギタデ エノコログサ ツルケマン エゾキケマン コナギ・ノビエ チャガヤツリ ヤハズエンドウ タガラシ・ヒシバ コクシリナ ヤハズソウ カワラケツメイ	ツルヨシ・ヨシ・オギ クサヨシ・セリ サンカクイ・カラノアザミ イワギク・ウンハコベ オオイトスゲ スギナ・シロネ フレモコウ・キジムシロ ツリフネソウ・カラノアザミ タコノアシ・ワラビ・イ ホソバウキミクリ コジュススゲ	ネコヤナギ チヨウセントネリコ カラコギカエテ トウグワ・ノイバラ オオノタデ・ツユクサ スズメノテッポウグ ブタクサ・ヒユ コスマス・ケイトウ クリ・ケヤキ・カシワ イタヤカエテ タコノアシ・ワラビ ヤマモミジ・モンゴリナラ コゴメウツギ タチヤナギ	*	ヒメジヨン・オナモミ スベリヒユ・トウゴマ オオニヌタデ・ツユクサ スズメノテッポウグ ブタクサ・ヒユ コスマス・ケイトウ イシミカワ・カナムグラ ママコノシリヌグアイ ダンコウバイ ヤマモミジ・モンゴリナラ エノコログサ カワヨモギ ヤブマメ・アカザ	ナガバギシギジ タカヨモギ ヨモギ・タウコギ シバ・シロツメクサ クズ・セイヨウタンボボ サジョモダカ イヌヤクシソウ ボダンヅル シロツメクサ マツヨイグサ	*	ニセアカシヤ モコリエラヤマナラシ ソメイヨシノ ニワウルシ イタチハギ

*(は帰化植物を意味する。

日光湯川

自然的植生種(A)		木本		人為的植生種(B)		木本	
1年草	多年草	木	本	1年草	多年草	木	本
イボクサ	エゾホソイ・ヨシ*	ミヤコザサ*	*	ホザキシモツケ シラカバ・カツラ カンボク・ノイバラ サワグルミ タカネザクラ ミズナラ カラマツ シライヤナギ ノリウツギ*	シロヨメナ* ¹ オオバコ* ² オニノゲシ* ³ シバ* ³ シナダレスズメガヤ* ³ セイヨウタンボボ* ³ ナガバギシギジ* ³ オオハシゴンソウ* ^{1・3} ヨモギ* ⁴		

注: * はシカの食痕が確認された群落を * はシカの不嗜好群落、 * 2 は踏跡群落、 * 3 は帰化植物、 * 4 は堤防上の種である。

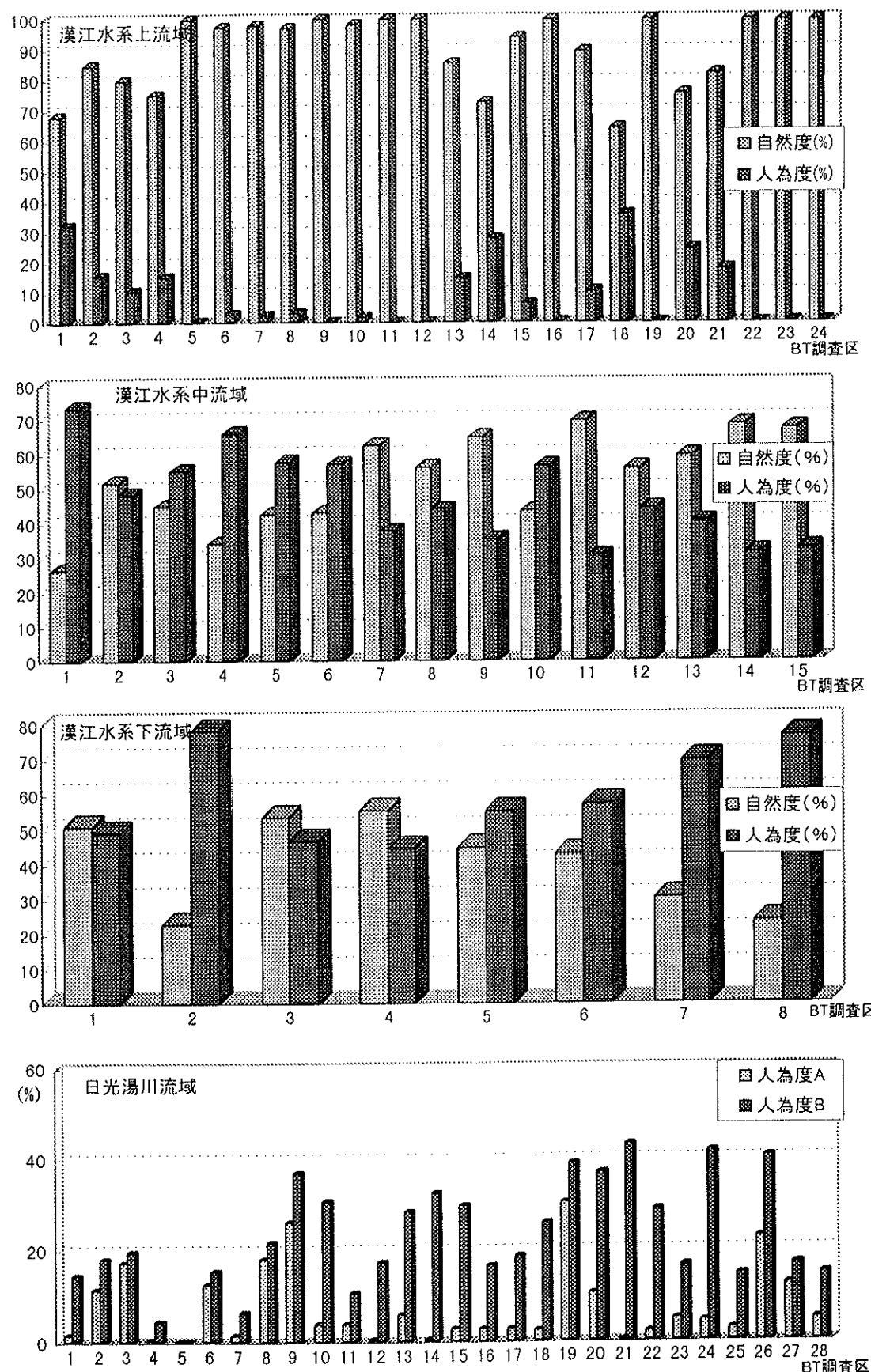


図 3-5 河畔植生に及ぼす人為的影響度

注：人為度Aは代償植物のみの影響の程度、

人為度Bは代償植物・踏跡群落・堤防上の植生・シカの不嗜好群落を含んだ影響の程度

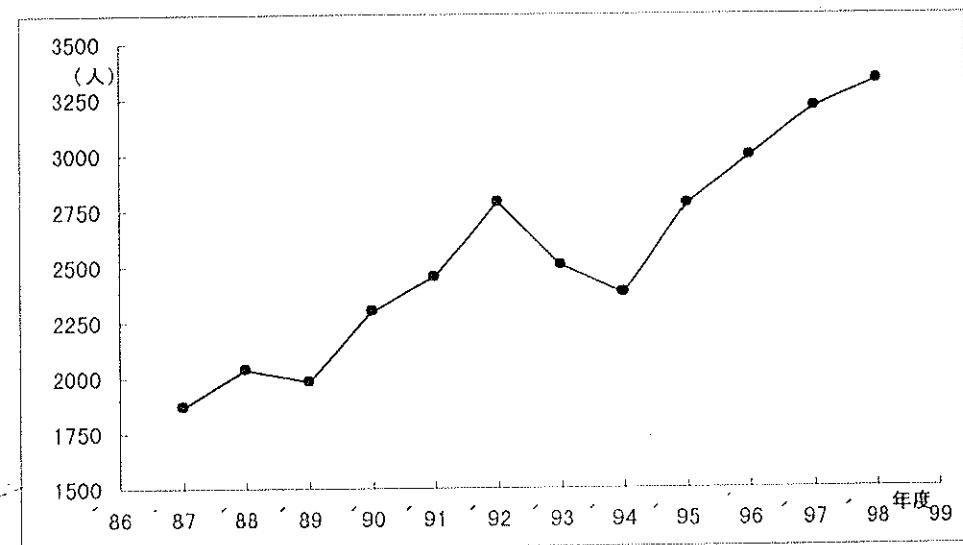


図 3-6 過去12年間湯川釣り人の利用頻度
(データは全国内水面漁業協同組合連合会による)

3-2-2. 河畔植生に及ぼす野生動物の影響分析

野生動物とその生息地の保護管理は今日極めて重要な課題である。天敵がいなくなった日光ではその豊かな食餌、被陰、水場 があいまってシカの個体数増加を引き起こした。人間にとて、野生動物は狩猟資源としてのみならず、森林生態系の重要な構成要素として様々な価値をもっている¹⁵⁾。このため、野生動物の保護管理は、多様な価値観を包括した形で取り組んでいく必要がある。いくつかの地域において、すでに起こったシカによる植物生態系の破壊が懸念され、近年、奥日光地域ではシカの個体数増加が著しく^{16) 17)}、シカの個体数増加が植物構造や種組成、遷移の速度や方向に強い影響を与えることも指摘されている^{18) 19)}。このような保護管理面から見ると、特に日光国立公園でのシカの個体数増加とそれによる植生に及ぼす影響は人間が管理をおろそかにした結果発生したものであり、植物に対しては外部的な大きなインパクトの一になっている。これまでのシカと植生の関係に関する研究はほとんど山岳森林地帯に集中しており、特に河川管理を意識した上で河畔植生に対する被害程度について行われた研究は皆無といえる。

(1) 分析方法

河畔域は野生動物にとって水場、採餌場として広く利用される。そこで、湯川河畔域に現れる野生動物の被害のうち、シカのような大型草食動物によるものがもっとも大きい。そこで、食害を受けた植物に対してその種と草長を記録し、成長が良好な場所の植生と比較すると同時に、分布植生の破壊程度を分析した。また、それに基づいて湯川河畔域のシカによる植生被害を湯川流域四つの区域での被害率を面積換算して算出した。被害率はまず、河畔域の全面積を簡易レベル測量で測りそのうち、被害を受けた植生の被覆面積の割合を求めた。さらに、総合的に植物を帰化植物、踏跡植物、シカの食痕が確認された植物、そしてシカの不嗜好植物で外部的影響を区分し、河畔植生の外部的影響の程度を測った。

シカの食痕は他の野生動物のように銛利な刃物で斜めに切断されたようにはならず、採食された痕が枝葉を引きちぎるようになっている特徴が見られる(図 3-7.a)。また 4 月から 5 月上旬になると融雪が始まり、土壌は柔らかくなる。このため、シカは前足を利用して土を掘って根まで採食し、広い範囲で裸地が形成されてしまう(図 3-7.b)。これらの結果、シカの被害を受けているところではシカの不嗜好性の植物ばかり残る^{16) 18) 20)}(図 3-7.c)。す

なわち、シカによる河畔植生の被害形態は不嗜好性の植物の増加と裸地の拡大の形態で現れると考えられる。

(2) 結果

不嗜好性の植物の増加と裸地の拡大の形態より診断して、シカによる被害が一番大きかった区域は、戦場ヶ原に接している区域の右岸で、被害率が約 62%を示しており、青木橋～赤沼川の左岸では被害率が 57%に達していた。すなわち、この数値は自然観察路の設置など、人間の手が加わった区域より、全くその手が加わっていない区域において被害が深刻なことを意味している（表 3-3）。湯川河畔植生は流域全域でシカの食害を受けているが、特に強い採食を受けた植生はミヤコザサ・ホザキシモツケ・ヨシである。その内、ヨシの採食圧は全ヨシ分布域の約 57%にも及ぶ。時期的にシカによるヨシの採食は融雪時の 4 月と新芽が出始める 5 月が著しく、根まで採食されるのが観察された。

また、エゾホソイ・オオアゼスゲへの採食圧も比較的高く、シカの影響が及ばない地域での成長とは大きく異なることが明らかになった（図 3-8）。特に成長比較では、ミヤコザサの場合、成長が良好なところでは平均 1.2m まで成長しているのに対して、常に採食圧を受けているところでは約 50cm の成長にとどまった。このような結果から、シカの採食圧が河畔植生の成長に大きな影響を与えていていると考えられる。

表 3-4 湯川河畔植生被害率

区域 番号	湯川河畔植生 区分	流路 延長(m)	河床 傾斜	河畔面積A(m^2)		影響 区分	被害面積B(m^2)		左岸(c) 右岸(d)	左岸(00c/a) 右岸(100d/b)	被 害 率 (%)	全体被害率 (100B/A)
				左岸(a)	右岸(b)		人為	野生動物				
A	湯瀧 ~ 泉門池	2,500	1/150	29,290	38,380	人為	2,130	300	7.3	0.8	3.6	32.3
						野生動物	6,655	12,790	22.7	33.3	28.7	
B	泉門池 ~ 青木橋	1,500	1/550	13,265	18,005	人為	480	60	3.6	0.3	1.7	50.5
						野生動物	4,160	11,095	31.4	61.6	48.8	
C	青木橋 ~ 赤沼川	2,000	1/2,000	15,030	7,830	人為	2,100	930	13.9	11.9	13.3	60.7
						野生動物	8,625	2,210	57.4	28.2	47.4	
D	赤沼川 ~ 二ノ瀬	900	1/100	14,685	3,000	人為	880	30	6.0	1.0	5.2	14.1
						野生動物	390	1,200	2.7	40.0	9.0	



A



B



C

図 3-7 シカによる河畔植生被害の現状

注:A:枝葉を引きちぎるように採食したシカの食痕

B:シカによって荒地になった湯川

C:シカの不嗜好性植物の一つである

シロヨメナ(*Aster ageratoides* ssp. *leiophyllum*)

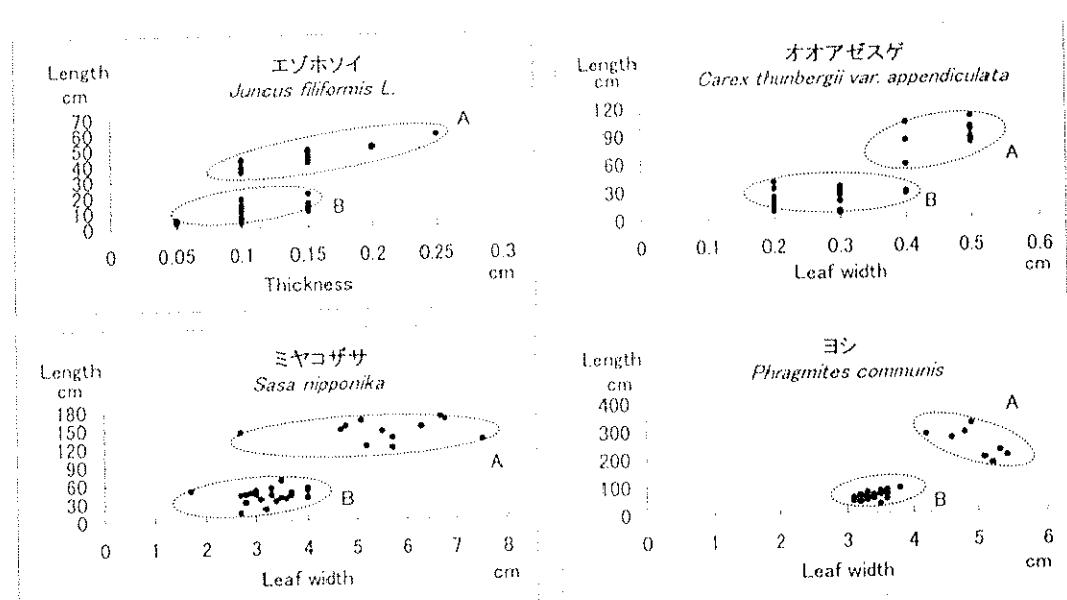


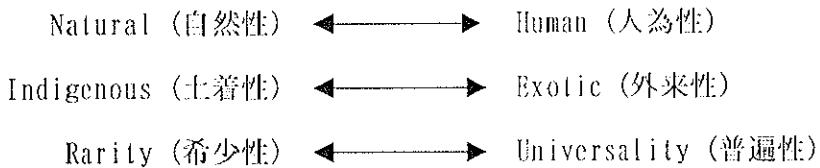
図 3-8 シカの採食圧による河畔植生成長比較
注:A:シカによる採食を受けていないところの植生成長
B:シカによる採食を受けているところの植生成長

3-2-3. 河畔植生の自然度評価

これまで、日本において植物群落の評価手法は、保護を要する植物群落のより客観的な評価基準の確立を目指して開発されてきた。評価とは、対象とその評価目的が最も重要であり、目的に沿った形で対象を判断する手段として必要になるものである。河畔植生の評価に対しては「人の影響を示す植生」を区分し、都市化の度合いで表した佐々木寧の研究²⁰⁾がある。近年、河川環境施策を推進するにあたって、河川環境の実態と問題点を評価できる環境指標が必要になってきた。そこで、河畔植生群落を指標とした河川環境の自然性を評価することを試みた。

(1) 評価方法

植生群落を評価する基準として次のような項目を挙げられる¹⁴⁾。



また、河畔植生の自然度評価は佐々木寧の研究で使われている。しかし、彼の研究は主に都市河川で行われたので、その評価基準の幅が大きい。さらに、このような基準を河川の上流域や、国立公園のように管理されているところでは、適用しにくいという難点がある。同時に、代償植生を自然植生に多数含ませたことと、面積による評価方法であるため、植物群落の被覆面積を求めなければならないという難点もある。そこで既存の研究とこれらの問題点を考慮した上で、以下のような評価方法を考案した。

1. 人為さ・自然さを示す植物群落を区分し、代償植生などを人為的植物に含ませる。
2. 面積に換えて被度階級法を利用する。
3. 河畔植生自然度評価は佐々木の5段階分類法を利用した。

評価点数	評価	評価値
20%以下	： 河畔植生自然度がきわめて低い	—— I
20-40%	： 河畔植生自然度が低い	———— II
40-60%	： 河畔植生自然度は中程度	———— III

60-80% : 河畔植生自然度は高い ————— IV

80%以上 : 河畔植生自然度がきわめて高い — V

(2) 評価結果

漢江水系の水入川では、評価Vに該当する調査区が全調査区24ヶ所のうち18ヶ所で現れ(75%)、6ヶ所が評価IVに該当する区域(25%)として現れ、自然度が高い地域（評価V）であるといえる。ゆえに、この地域の河畔植生自然度は非常に高く評価されるものであり、河畔植生の保全の必要性が高いところである、と考えられる。

中流域である王宿川では評価IIに該当したのが2ヶ所(13.3%)、評価IIIに該当した区域が8ヶ所(53.3%)、分類IVに該当する区域は5ヶ所(33.3%)にわたって現れた。そしてこの地域での全体的な平均評価としてはIIIが該当した。

下流域である汝矣島での評価は低く現れた。評価IIに該当したのが3ヶ所(37.5%)、評価IIIは5ヶ所(62.5)であった。全体的な平均評価としては評価IIIで現われた。つまり、この地域内の評価は低く、部分的に河畔植生の復旧が必要な地域として評価できる。このような場合、自然の復元に対しては河畔植生自然度評価による河畔植生自然度の値がきわめて低い地域から行なっていくべきであると考えられる（表3-5）。

日光国立公園内の湯川でシカの不嗜好性植物を除いた自然度は、高い地域（評価V）に該当するのが28ヶ所中25ヶ所(89.3%)で現われた。そして評価IVに該当するのが3ヶ所(10.7%)で現われた。しかし、シカの不嗜好性植物を含めた自然度評価では、評価Vに該当するのが28ヶ所中14ヶ所(50%)で現われた。そして評価IVに該当するのが11ヶ所(39.3%)、評価IIIに該当するのが3ヶ所(10.7%)で現われた。このような結果は自然保護区域として指定されている水入川と比較してみるとその自然度が低いことが分かる。つまり、日光では視覚的には自然が豊かでありながらも、人為的及び野生動物による影響が強く、自然度は低く現われたと考えられる。

表3-5 河畔植生自然度分析による評価

水入川

調査区 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
評価区分																								
I 20%以下																								
II 20-40%																								
III 40-60%																								
IV 60-80%	○	○	○												○			○	○					
V 80%以上	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	

王宿川

調査区 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
評価区分															
I 20%以下															
II 20-40%	○		○												
III 40-60%	○	○		○	○		○	○	○	○	○	○	○	○	
IV 60-80%							○	○	○	○			○		○
V 80%以上															

汝矣島

調査区 No.	1	2	3	4	5	6	7	8
評価区分								
I 20%以下								
II 20-40%		○					○	○
III 40-60%	○		○	○	○	○		
IV 60-80%								
V 80%以上								

日光湯川

調査区 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
評価区分																												
I 20%以下																												
II 20-40%																												
III 40-60%																					◎		◎	◎				
IV 60-80%							◎	◇	◎				◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎							
V 80%以上	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	○		○	◇	◇	○	○	○	◇	○	○	○	○	○	○	○	◇	○	◇	◇	

注:○はシカの不嗜好性植物を除いた自然度評価、◎は不嗜好性植物を含んだ自然度評価であり、◇は不嗜好性植物を除いた自然度評価と不嗜好性植物を含んだ自然度評価の評価結果が同じ割合の範囲であることを意味する。

3-3. 河畔植生立地環境分析

局所的に植生や微地形が変化するような擾乱について、生じる時期を特定することはできないが、どのくらいの頻度で擾乱が発生するかは予想できる。また、微地形やそこに生育する植生は変化するものの、ある区間に存在しうる微地形や植生の組成は、河川縦断勾配や流量により予想できる。河川空間は、擾乱によって微地形や植物群落が破壊されつつ、一方で相互に影響しあいながら同様な組成を保ち続ける空間ととらえられる²²⁾。河川空間のこうした特徴を把握するには、対象地がどのような微地形や植生群落で構成され、その構成がどのような縦断勾配や流量により規定されるか、さらに河川空間の安定した組成を破壊する擾乱とはどのような種類、規模のものなのかを明らかにする必要がある。これらが明らかになれば、微地形の入れ替えなど局所的な擾乱を維持しつつ、安定性を保つ河川空間の環境把握が可能になると考えられる。そこで、河畔微地形はどのような過程で形成されるのかに対する理論的な体系とともに調査対象地で微地形タイプを区分した。

3-3-1. 河畔微地形の形成過程

高水敷・河岸の地形的特徴は、地形学の分野でベンチ(Bench)と呼ばれるものと似通っている。すなわち、Leopold et al.²³⁾ Kilpatrick・Barnes²⁴⁾は沖積河道近傍にある小規模なテラスをベンチと呼び、同一断面で複数あるベンチについて、ベンチの高さと冠水頻度との関係から、どれが高水敷に当たるかを検討している。Woodyer et al.²⁵⁾は実河川の調査から、ベンチにはポイント・ベンチ (Point bench)、凹岸ベンチ (Concave bench)、直線河道において木の繁茂とともに形成されるベンチ (Ti-tree bench) の3種類に分けることができ、いずれも細粒で泥が混じり、また、浮遊砂観測により採取される材料から考えてかなり大きな材料がベンチの上部に堆積していることを指摘している。

また、形成された河畔微地形はそれぞれの河川でウォッシュロード(wash load)と呼ばれる細粒土砂からなっていることが指摘されている。そのウォッシュロードは一般に次のように定義される；河床材料よりはるかに細粒で、常に浮遊状態を保ったまま土砂生産域から直接河川に供給され、その流送量が河道の局所的な水理量（掃流力など）に応じて決まるのでなく主に流量と関係づけられる²⁶⁾。

ウォッシュロード堆積物は粘着性をもち、これが、泥を好む植物の繁茂と相まって、堆積物の耐侵食力を大きくし、このことが地形変化に重要な影響を与える。またウォッシュロードの濃度が高水敷微地形の成長速度に大きな影響を与えること、また植生の水没にかかわらず、植生がウォッシュロードを堆積させる効果が指摘されている²⁷⁾。植生がなければ堆積しないウォッシュロードが、植生の減勢効果により植生繁茂領域にたまり、高水敷形成の初期過程が起こる。また堆積したウォッシュロードは泥で、それを好む植生への遷移をおこす²⁸⁾。このような河川の搅乱を繰り返しながら河畔微地形は成長し、河畔植生が繁茂するようになる。

3-3-2. 河畔微地形タイプ区分

河川空間では、搅乱の回帰する周期が異なると、それに応じて河川地形のタイプも異なる。例えば、小規模な洪水が短期間に繰り返し生じる河川では、微地形は頻繁に入れ替わる。しかし、こうした微地形の入れ替わりは、流路平面形状を構成する微地形の組成や配列を大きく変化させることはない。何十年に一度生じるような大規模な洪水が生じると、河川空間の微地形はもちろん、流路平面形状の特性そのものも変化する。

これまで、流路平面形状の変化は、地形学や河川工学の分野で研究されてきた。特に最近、植生図により、流路平面形状と植生分布の経年変化の関係については様々な研究がなされている^{28) 29) 30) 31)}。過去の研究を見ると、これまで河畔植生群落の分布はさまざまな環境条件との関連から議論してきた。なかでも、洪水による搅乱は、水辺植生を考える上で重要な要素とされる。

特に河畔微地形に関しては、立地の安定帶、半安定帶、不安定帶の三つに区分し、河畔植物群落の特性を検討した猶原の研究³²⁾などがある。しかし、これらの手法では、立地をどのような基準で区分するかについては十分な知見が示されていない。これに対して、洪水の水位変動を水面からの比高によって表し、客観的な基準を求めた倉本の研究³³⁾がある。さらに、河川微地形をタイプ分けしその関連を見た加藤³⁴⁾と篠沢の研究³⁵⁾がある。しかし、水面からの比高そして微地形のみでは、流路からの水平距離や複雑な起伏などが反映しきれない点に課題が残されている。そこで本研究では、微地形単位から群落の分析を行ながら、水辺からの比高と水辺からの距離との関係も含めて分析する。

(1) 研究方法

本研究では、自然河川の元の状況を把握・分析し、その情報を河川改修に利用するため、主な研究対象地を自然河道とした。そこで、その条件をある程度満たしている自然河道として、上流域の水入川本流（河口から 18.5km 地点まで）、日光湯川（湯滝から二ノ宮滝までの全長 7km）を対象地とした。このうち、微地形単位の断面地域として植分（水入川：24 ケ所、湯川：28 ケ所）を選定した。そして水辺からの比高と距離との関係を明らかにするために中流、下流での植生調査結果を用いて、各植物種ごとに微地形との関係を分析した。

また、河畔域の微地形分析のため、流路に隣接した斜面を流路岸（channel shelf）、流路

岸より緩斜面で比高が低い土地を流路州 (channel bar)、高いところを氾濫原 (floodplain) と区分した。さらに氾濫原の場合、侵食の形跡・起伏の違いや河畔植生の様子によって氾濫原凹地 (low floodplain)、氾濫原凸地 (ridge floodplain)、氾濫原平坦地 (flat floodplain) に細分した。さらに、河道では河道中に生じる中州 (mid-channel bar)、現在は水が流れていらないが氾濫が起こると生じる河道を旧河道 (abandoned channel) と区分した。そして、複断面を持った河川では段丘と段丘の接した斜面を段丘斜面 (terrace slope)、段丘と山地斜面間の侵食跡を境界凹地 (low bound)、自然河道で段丘が終わり山地と接したところを山地斜面 (mountain slope) として区分した。微地形は上記で述べたように 10 タイプで区分した。その区分に基づいて、全調査区間の微地形の形態を断面図(図 3-9 a~d)に示した。

(2) 結果

微地形単位と、それによる植物群落の特徴は以下のとおりである。微地形単位は上記で述べたように 10 タイプに区分した。そして、全調査区間の微地形断面図(図 3-9. a~d)を作成した結果 (表 4-1.a,b 参照)、流路岸(A)の形態を示す区間は 11ヶ所、そして段丘斜面(J)の形態が 27ヶ所で見られた。これらによって、本調査区間は流路際で急傾斜である斜面形を持つことが分かる。また流路州は個所数では全微地形単位の総個所数の 14%を占める微地形である。次に、氾濫原平坦地は全微地形単位の約 23%を占めており、以下、氾濫原凸地、氾濫原凹地の順で現れた。日光湯川では氾濫原平坦地が 53ヶ所、次が段丘斜面で 43ヶ所を示しており、全体の 45%を超える高い割合で現われた。氾濫原は水入川とほぼ同じの約 40%であらわれた。

このような微地形単位と植物群落との関係において、本研究対象地である漢江上流域では、チョウセンヤマツツジ、チョウセントネリコ、ケヤキ、クリ、トウグワなどの木本類の出現が目立った。また、全ての微地形で一番多く分布する種として、ツルヨシが 25%, 次にネコヤナギが 24%の割合で出現した。つまり、これらの分布によって、この地域が典型的な山地河畔植生形態をもつことが示されている。

また、氾濫原平坦地と段丘斜面での植物群落の被度が高い割合で現れたが、これは河川の攪乱が回帰する間に生じる土壤安定地帯に植生の侵入が可能であること示す結果である。

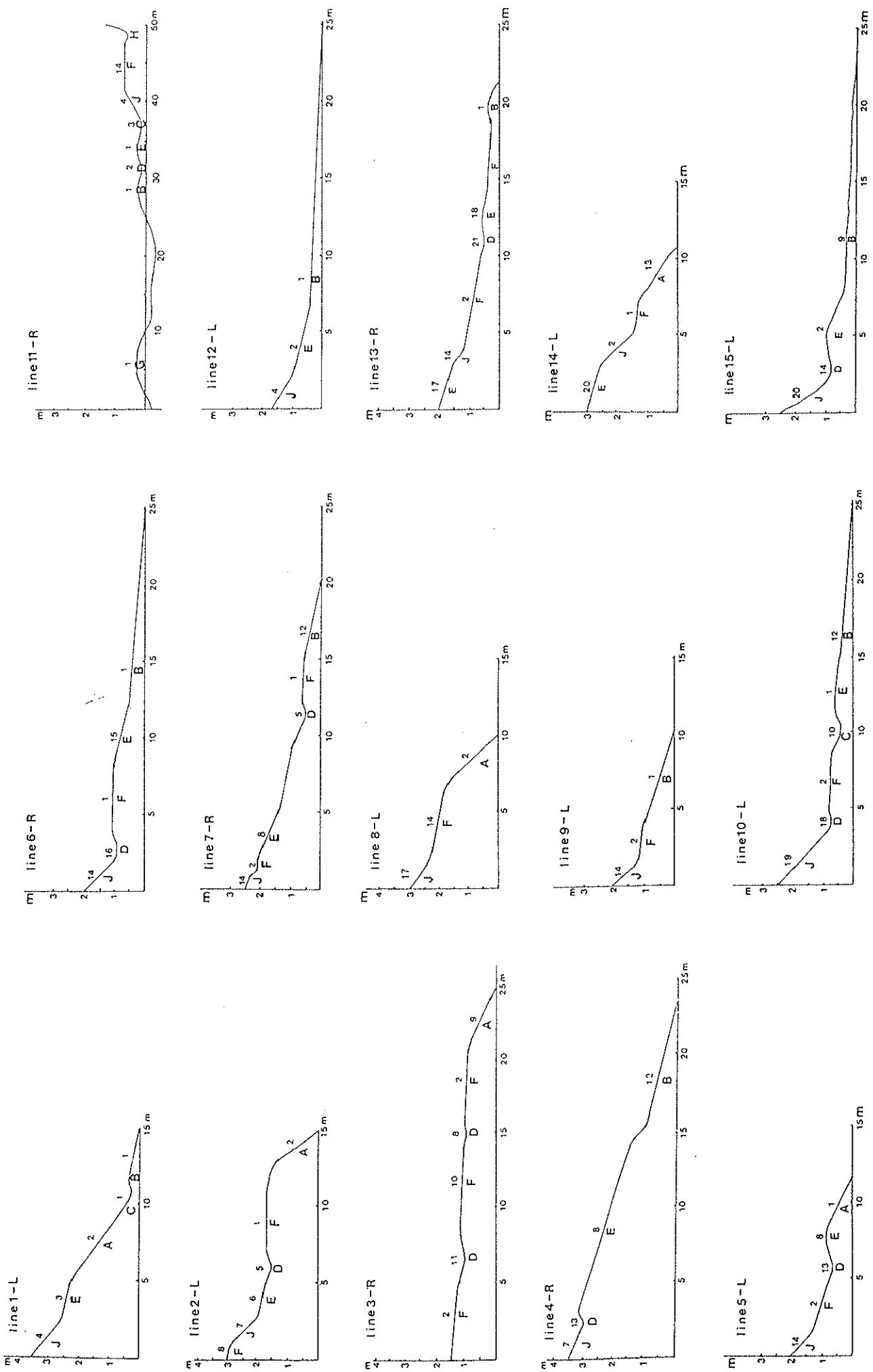


図3—9.a 水入川河畔域の微地形断面図

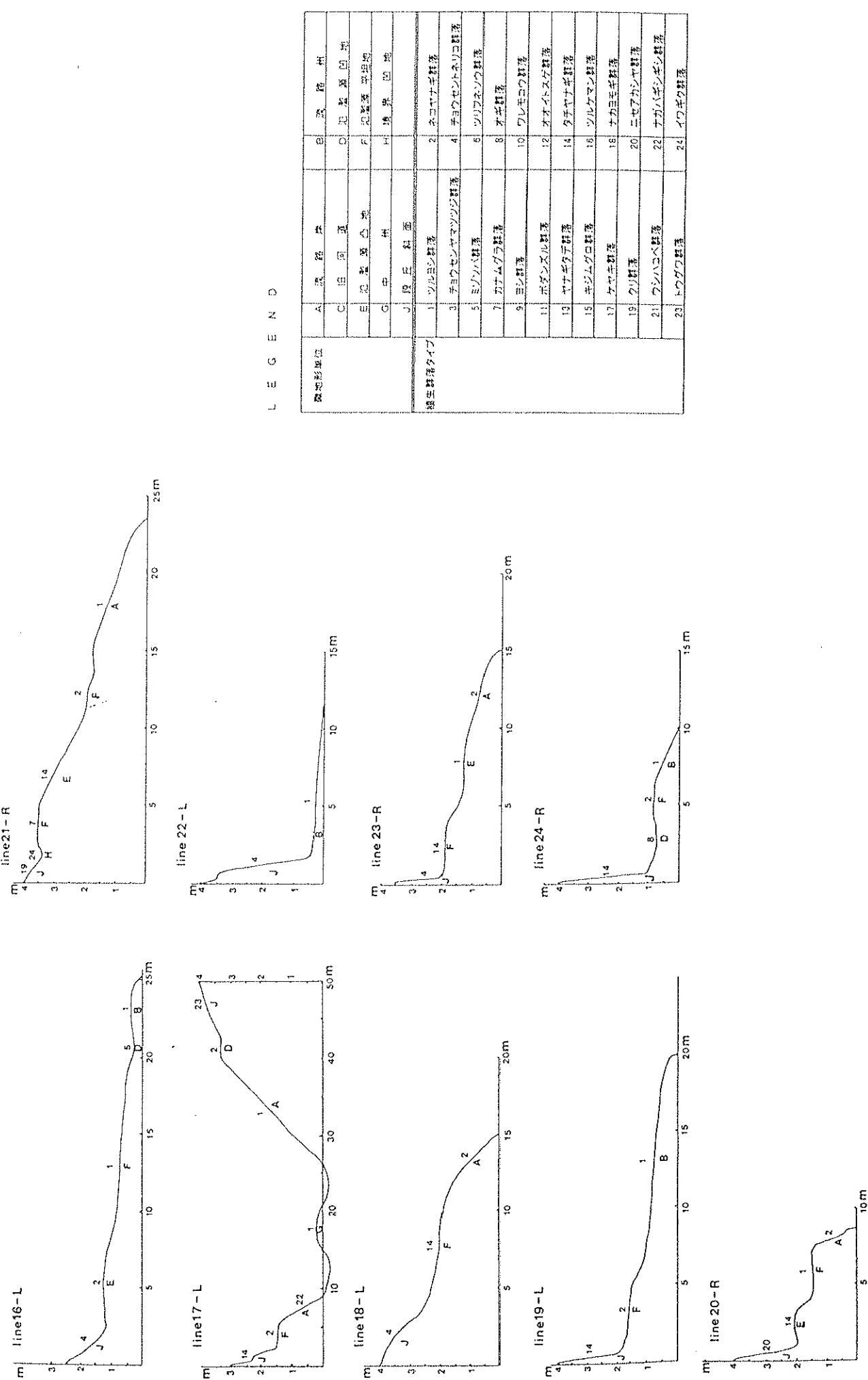
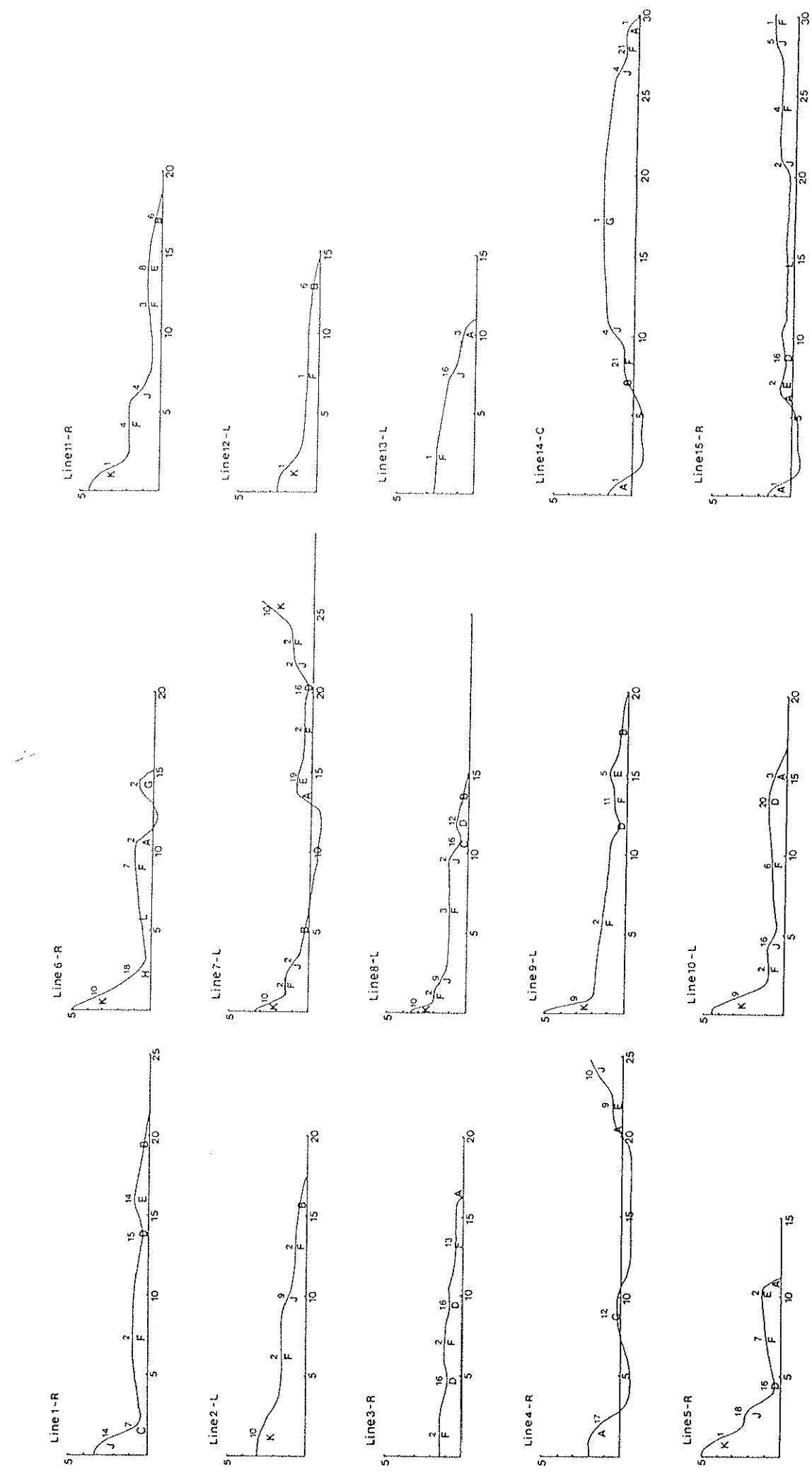


図3—9.b 水入川河畔域の微地形断面図

図3—9.c 日光湯川河畔域の微地形断面図

64



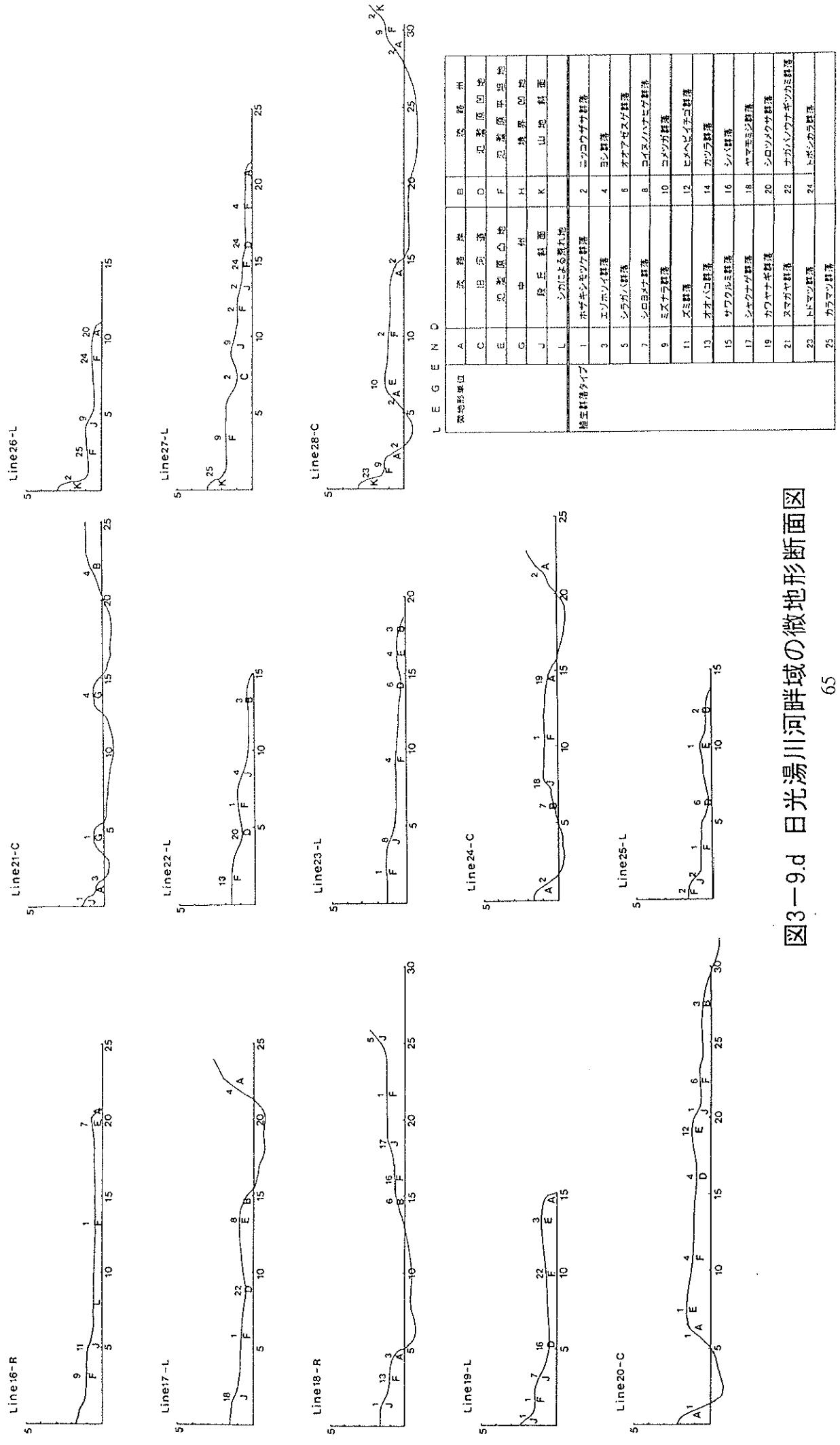


図3—9.d 日光湯川河畔域の微地形断面図

3-4. 考察

河川環境を考えるとき、河川に関わるすべての要因の相互関係が、河川環境全体にどのように分布し、どのような役割を果たしているかを知ることが必要である。そこで、河川環境の空間的スケールを論議するとき、植物群落を決定づける大きな要因となる最小レベルの微地形レベルでの詳細な調査が必要であると考えられる。

河畔植生種組成の調査で上流域は溪畔植生である関係でチョウセントネリコ・カラコギカラエデ *Acer ginnala*・トウグワ *Morus alba*・ケヤキ *Zelkova serrata*・チョウセンヤマツツジ *Rhododendron yedoense* var. *poukhanense*などの種の出現が多い。それらは韓国のような花崗岩風化土の浅い土壤地に現われる典型的な植生として、溪畔域と山地の植生景観をはつきり区分させる役割をしていると考えられる。

日光湯川の場合上・中・下流域における胸高直径分布分析では特に DBH 10~30cm のものが、上流域ではカラエデとウラジロモミ、中流域ではズミとミズナラ、そして下流域ではミズナラとウラジロモミが多く分布していることが分かった。また樹種に対して試みた DBH との関係ではウラジロモミとミズナラについて、DBH 30cm まで次第に増加するものの DBH40cm で急激に個体数を減らし、DBH40cm 以上では、DBH の增大とともに個体数が増加する傾向を示す。これより、過去大きな搅乱の影響を受けたことによって、DBH40cm で急激に個体数が激減したと考えられる。また全般的に DBH 10cm 未満の幼木の個体数は DBH10~20cm のものに比べてほぼ半分程度の低い割合であった。これは河川搅乱とともに外部的影響によって河畔域で実生の定着が難しい事を意味しているとも考えられる。

河畔植生自然度分析で、漢江水系河畔植生の自然度は下流に向かって低くなる傾向があることが分かった。

日光湯川の植生人為度は調査区 No.19 地点で約 30% と一番高い比率を示した。さらに調査区 No.15 地点は野生動物によって大規模な裸地が形成されており、帰化植物の侵入可能性がもっとも高い地域と考察された。

帰化植物の侵入程度は、釣り人の利用・野生動物の採食によって河畔域の裸地化及び表土の硬化が進んでいる状態を考慮すると、侵入の可能性は非常に高いといえる。特に湯川河畔植生ではシカの採食によって可採食植物の被度が減少し、不嗜好性植物の被度が上昇する傾向がみられた。すなわち、外部的影響によって戦場ヶ原地域で指定されている数多くの保護

植物に壊滅的な打撃を与えることが懸念される。また、湯川河畔域では本来の植物群落を見ることができなくなり、人為により裸地化が進んだところでは、踏跡植物などの代償植生、また、野生動物による食害の見られるところではシカの不嗜好性植物が繁茂する単純な植物群落に変わる恐れがある。そこで湯川が本来持っている美しい自然状態の河川の維持、ならびに生態学的側面から河畔の数多くの保護植物を維持するための対策が緊急に必要と考えられる。

河畔微地形の形成過程分析では、ウォッシュロードが、植生の減勢効果により植生繁茂領域にたまり、高水敷形成の初期過程が起こる。またウォッシュロードの堆積によって、それに適した植物への遷移が引き起こされる。このような河川の搅乱が繰り返されながら河畔微地形は発達し、河畔植生が繁茂するようになる。

10 タイプで区分した河畔域の微地形分析では、一番多く分布する種として、ツルヨシが25%、その次がネコヤナギで24%の割合で出現した。そして、これらの分布は、この地域が典型的な山地河畔植生形態をもつことを示している。また、氾濫原平坦地と段丘斜面での植生群落の被度が高い割合で現れたが、これは河川の搅乱の回帰する間に生じる土壤安定地帯に植生が侵入可能であることを示す結果である。

引用文献

- 1)李東根・恒川篤史・武内和彦、多摩川中流域における環境基礎情報の整備と環境構造の把握、造園雑誌 Vol.56,No.5, 1988, pp.299~293.
- 2)Castillo,V., Segovia, A.D. and Alonso, S.G.: Quantitative study of fluvial landscapes case study in Madrid, Spain Landscape & Urban Planning, Vol.16, 1988, pp. 201~217.
- 3)韓国建設技術研究院、国内条件に相応しい自然型河川工法の開発、環境部, 1997, p.450.
- 4)中村太士、野外科学におけるスケール論、北海道大学農学部演習林研究報告第46巻第2号, 1989, pp.287~313.
- 5)Futoshi Nakamura, Structure and Function of Riparian Zone and Implications for Japanese River Management, Japanese Geomorphological Union Vol.16,No.3, 1995, pp. 237~256.
- 6)崔政權、都市河川環境の生態的再生－河川の微地形形成過程を中心として－、韓国造園学会誌 Vol.22,No.4., 1995, pp.66~76.
- 7)ダム水源地環境整備センター、水辺環境調査、技報堂, 1994, p.483.
- 8)沼田真、植物生態学、朝倉書店, 1974, p.286.
- 9)倉本宜、緑地環境科学－河川空間の保全生物学－、朝倉書店、pp. 161~169、1997。
- 10)Harrison, R. L.,Toward a theory of interrefuge corridor design., *Conservation Biology* 6, 1992, pp.293~295.
- 11)加藤和弘、緑地環境科学ランドスケープエコロジーの理論と応用－特に「生態的回廊」について－、朝倉書店, 1997, pp. 134~142.
- 12)佐々木寧、琵琶湖湖岸の植物相と分布類型、生態環境研究 Vol.3,No.1, 1996, pp.27~41.
- 13)宮脇昭、関東地方の植生図・日本植生図－関東、至文堂, 1990, pp. 192~214.
- 14)大場達之、植物群落の評価、保護を要する植物群落の評価基準、群落研究第12号, 1995, pp. 31~51.
- 15)小金澤正昭・佐竹千枝、奥日光におけるニホンシカの植生に及ぼす影響と生態系の保護管理、第5期プロ・ナトゥーラ・フュンド助成成果報告書, 1996, pp. 57~66.
- 16)長谷川順一、シカによる荒廃する日光の自然、フロラ3号, 1994, pp. 1~10.
- 17)本間和敬、奥日光・足尾地域におけるニホンシカの移動様式とハビタット利用選択の分析、上越教育大学修士論文, 1995.
- 18)梶光一、シカが植生をかえる－生態学からみた北海道－、北大図書刊行会, 1993, pp. 242~249.

- 19)高槻成紀, 植物及び群落に及ぼすシカの影響, 日本生態学会誌 Vol.39, 1989, pp. 67~80.
- 20)Seiki Takatsuki, The Importance of *SASA NIPPONICA* as a Forage For SIKA Deer(*CERVUS NIPPON*)in OMOTE – NIKKO, *Jap.J. Ecol.*33, 1983, pp.17~25.
- 21)奥田重俊・佐々木寧, 河川環境と水辺植物, ソフトサイエンス社, 1996, p.261.
- 22)篠沢健太, 緑地環境科学－河川空間の生態的環境デザイン－, 朝倉書店, 1997, pp. 199~208.
- 23)Leopold, L.B. Wolman, M.G. and Miller, J.P., Fluvialprocesses in geomorphology, W.H.Freeman and Company, 1964, pp.465-468.
- 24)Kilpatrick, F.A. And Barnes, Jr., H.H, Channel geometry of Piedmont Streams as related to frequency of floods, USGS Professional Paper 422, 1964, pp.E1-E10.
- 25)Woodyer, K.D., Taylor, G. and Crook, K.A.W, Depositional processes along a very low-gradient, suspended-load stream: the Barwon River, New South Wales, *Sedimentary geology*Vol.22, 1979, pp.97-120.
- 26)藤田光一・John A. MOODY・宇田高明・藤井政人, ウオッシュコードの堆積による高水敷の形成と川幅縮小, 土木学会論文集 No.551/II - 37, 1996, pp.47~62.
- 27)辻本哲郎・北村忠紀, 植生周辺での洪水時の浮遊砂堆積と植生域の拡大過程, 水工学論文 集第40卷, 1996, pp.1003~1008.
- 28)奥田重俊・曾根伸典・藤間熙子・富士克, 多摩川河川敷現存植生図, とうきゅう浄化環境財團, 1979.
- 29)曾根伸典, 多摩川河川敷現存植生図, とうきゅう浄化環境財團, 1984.
- 30)奥田重俊・小船聰子・島瀬頼子, 多摩川河川敷現存植生図, 河川環境財團, 1995.
- 31)李參熙, 扇状地礫床河道における安定植生域の形成機構に関する研究, 土研資料第3622号, 1999, p. 168.
- 32)猶原恭, 植物生態学より見た本邦河川の植物群落, 土木学会誌 Vol. 22, No. 6/7, 1936, pp. 647~685.
- 33)倉本宣, 多摩川河辺植物群落の帶状分布と河川横断面地形との関係, 造園雑誌 Vol. 47, No. 5, 1984, pp. 257~262.
- 34)加藤和弘・石川幹子・篠沢健太, 小貝川河辺植物群落の帶状分布と河川横断面地形との関係, 造園雑誌 Vol. 56, No. 5, 1993, pp. 355~360.
- 35)篠沢健太, 沖積河川の水辺生態環境とその整備に関する研究, 東京大学農学生命科学研究科博士学位論文, 1995, p. 149.