

多摩川およびその流域の都市化と環境保全

2001年

中井達郎

(財)日本自然保護協会普及部長

目 次

はじめに	1
1. 多摩川中・下流域における土地利用解析による景観環境学的研究	3
2. 東京近郊丘陵地における谷津田の減少	52
3. 八王子東部地区における土地利用状況および地下水水質の変化とその要因 — 1980年代～1990年代 —	57
4. 都市化と植生変化—多摩川流域における樹木の生理状態と菌類相	80
5. 多摩川流域の溪流辺草本群落について	92
6. 多摩川中流域河川植生に与える人為的影響	103
7. 河川底生無脊椎動物群集に対する多自然型川づくりによる改修工法の影響 ...	125
8. 平井川の多自然型川づくり河岸と未改修河岸での大型土壌動物相の比較 ...	173
まとめ —流域環境保全のための総合化に向かって—	183

多摩川およびその流域の都市化と環境保全

研究代表者 中井 達郎

((財) 日本自然保護協会)

はじめに —研究の目的—

日本の河川をめぐる諸環境は、最近数十年のうちに大きく変化し、河川とその流域の自然が悪化している。近年、このような変化の方向に対して疑問視する声が高まり、環境保全のための技術的な改善も試みられ始めている。しかし、それらの試みの多くは断片的なものであり、流域全体の環境保全は必ずしもうまくいっていない。

流域生態系を中心とした見方は、さきに農林水産技術会議によって河川流域の農・林・水産業と人々の生活に関する研究が行われたし、四全総ではそれを一層広く進めて総合開発の基礎として流域生態系をとりあげた。それらに対し、開発に対するもう一方の柱としての環境保全を軸に流域生態系を取り上げることが急務である。

環境保全を軸にして流域生態系を取り上げる視点として重要なことは、その流域がどのような自然的構成要素から成り立っているかを認識することである。地形的にはよく、低地、台地、丘陵地、山地と区分される。しかし、川の作用との関連で言えば、低地はさらに、平常時の流路、洪水時に流路となる河川敷、大きな洪水時に形成される自然堤防と氾濫原あるいは扇状地などからなっている。台地・丘陵地も過去の河川作用による河岸段丘や扇状地起源の台地であったりする。これらは単に地形的要素と言うだけではなく、景観的要素として重要な意味を持っている。また、水の移動の仕方としても地表流だけでなく、地下水流や伏流とそれが地表に現れる湧水があり、河川水系網ではなく、集水域を意識した流域を捉えるときに、重要なポイントとなる。これらの土地の特性は、流域の土地利用の変遷とあり方、ひいては人間と河川や水との関わりのあり方を考える場合に、大変に重要になる。

また、流域生態系の自然的構成要素として、上記のような視点以外に生物的要素がある。その場合も単に河川の生物だけでなく、河川周辺の陸上動植物、ひいては流域全体の都市化（土地利用変遷）の中でのあらゆる生物がそれに含まれてくる。

流域の人間を取り巻く自然環境には、このように無機的環境と生物的環境があり、これらの環境と人間活動とがどのようにバランスしていくかが、環境保全の課題となる。

本研究では、このような視点から多摩川流域について以下のような研究を1992年から1995年にわたって実施し、特に都市化あるいは人為的作用との関係で流域の変化を捉え、今後の多摩川流域の環境保全に資することを目的としたものである。

まず、多摩川流域を河川水系網にとどまらず広い視野で捉え、かつ景観や地下水等の都市化に伴う変化と課題を整理した。

1. 多摩川中・下流域における土地利用解析による景観環境学的研究

東京大学理学部 大森博雄・杉盛啓明

2. 東京近郊丘陵地における谷津田の減少

東京学芸大学 小泉武栄

3. 八王子東部地区における土地利用状況および地下水水質の変化とその要因

東京農工大学農学部 井上千晶・小倉紀雄

また、次の研究は、上記のような土地利用変化・都市化に伴う生物の反応を研究したもので、環境変化の指標の検討でもある。

4. 都市化と植生変化—多摩川流域における樹木の生理状態と菌類相

東京大学農学部 鈴木和夫・佐々木廣海

さらに、以下の研究においては、河川周辺の生物群集の特性を捉え、人為的影響に対するそれらの反応や、特に最近河川行政によって進められつつある「多自然型川づくり」の課題を検討した。

5. 多摩川流域の溪流辺草本群落について

東京農工大学農学部 星野義延

6. 多摩川中流域河川植生に与える人為的影響

千葉大学 大塚俊之・大沢雅彦

7. 河川底生無脊椎動物群集に対する多自然型川づくりによる改修工法の影響

東京大学 加賀谷隆

8. 平井川の多自然型川づくり河岸と未改修河岸での大型土壌動物相の比較

東京大学農学部 前原 忠

これらの研究に基づき、流域の環境保全のための総合化と提言を検討した。

多摩川中・下流域における土地利用解析による景観環境学的研究

大森 博雄*・杉盛 啓明*

要旨

景観環境学の立場から、都市化の著しい多摩川の中・下流域において、1974年から1989年の15年間の土地利用変化を分析し、その結果に基づいて、景観の変化とその特徴を検討した。

先ず、細密数値情報の100m土地利用メッシュデータを用いて、土地利用変化における土地利用類型ごとの性格を把握した。その結果「山林・荒地等」、「田」、「畑・その他の農地」、「海」は、「供給地としての土地利用類型」の性格を示し、「造成中地」や「空地」、「工業用地の一部」は、「過渡的に通過する土地利用類型」の性格を持つ。「一般低層住宅地」や「中・高層住宅地」、「商業・業務用地」、「公園・緑地等」、「公共公益施設用地」、「その他（防衛施設等）」は変化系列の「最終的な土地利用類型」と判断された。

次に、上記の土地利用類型ごとの性格とそれらの変化量から、土地利用変化の流れを吟味した。その結果、①山林の宅地化、②農地の宅地化、③埋立地の商業地化、④脱工業化の4つの土地利用変化の流れが抽出された。

最後に、1km² 区画における土地利用類型の「組み合わせ」の性格とその変化から、景観の性格とその変遷を検討した。上記の土地利用の変化の流れに対応して、以下のように、それぞれ独自の景観遷移系列が見られた。すなわち、①山林景観から、雑草造成地景観を経てベッドタウン景観、あるいは、ニュータウン景観、あるいは、大学キャンパス景観が形成される遷移系列、②里山農村景観からベッドタウン景観が形成される遷移系列、および、台地農村景観から台地のベッドタウン景観を経て農村工場景観、あるいは、スプロール的新興住宅地景観が形成され、さらに、スプロール的新興住宅地景観から郊外市街地景観が形成される遷移系列、③海浜景観から埋立地景観、大規模建設現場景観を経て、臨海高層ビル景観が形成される遷移系列、および、④工業景観の一部が市街地工場景観を経て、工場跡地再開発景観に遷移する系列である。

①、②、③の景観遷移系列は、陸側に向かっては山林や農地が、海側に向かっては海浜が、都心から外側に拡大する住宅や商業を主とする都市景観に吸収されるという過程を示す。これらの景観変化はいずれも、自然的土地利用類型で構成される広域的に単純な景観が、都市的土地利用により、多様化・細分化された景観へと変化する過程と理解される。④の遷移系列では、都市内部において工業用地の一部が住宅地や商業・業務用地、公共公益施設用地に変化する。これもまた、京浜工業地帯の比較的単純な工業景観の一部が、脱工業化にともなって、多様化・細分化された都市景観に再編される過程とみることができる。

キーワード：土地利用、メッシュデータ、景観、景観環境学、景観遷移系列

* 東京大学大学院理学系研究科地理学教室

* Department of Geography, Graduate school of Science, University of Tokyo

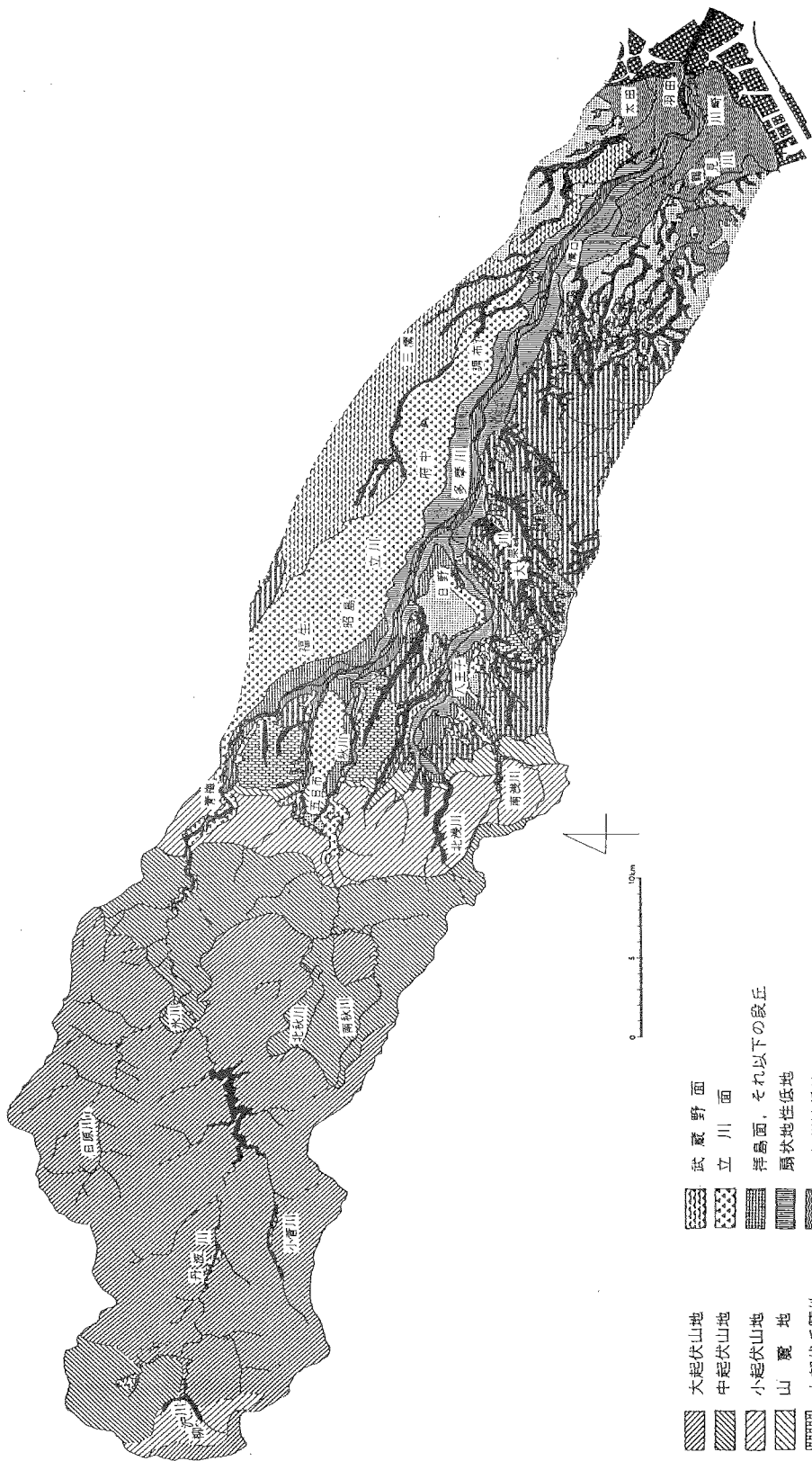
1. はじめに

関東山地南部を深くえぐって東流する多摩川は青梅で関東平野に流れ出す。青梅において南東に向きを変えた多摩川は、右岸の多摩丘陵と左岸の武蔵野台地の間を扇状地を形成しながら流れ、河口部の羽田付近に小さな三角州を形成して、東京湾に流れ込む(図1; 阪口・大森, 1981)。青梅より上流の流域の大半が依然として森林であるのに対して、青梅より下流には農地や住宅地、工場地帯が広がり、しかもそれらの土地利用形態とその分布は時代ごとに大きく変化した。すなわち、多摩川本流の右岸に広がる多摩丘陵においては、支流の谷沿いに立地する集落と谷津田と呼ばれる小規模な水田、および、丘陵斜面の畑地・桑園や薪炭林という垂直的に結びついた土地利用が見られた。しかし、1930年代の世界経済恐慌時の絹糸・絹織物業の衰退、第二次大戦中の食糧増産の要求や第二次大戦後の燃料革命による薪炭林の機能喪失、および、1960年代以降の大規模宅地開発などによる地形改変(大森・阪口, 1979; 久保, 1979; 門司, 1981)によって、従来の土地利用形態は崩壊してきた。

一方、多摩川本流左岸の武蔵野台地上では、江戸中期以降、新田開発が進展するなかで街道沿いに列状集落が形成され、集落の背後に畑地、薪炭林が短冊状に連なるといふ水平的に結びついた土地利用が存在した(矢嶋, 1954)。しかし、大正時代の東京の人口増を契機として、1920年代には民間ディベロッパーによる田園都市開発が行われ(越沢, 1991)、第二次大戦時には薪炭林が一括して軍用地に転用された。また、戦後の農地解放で農地所有が細分化され、さらに、鉄道沿線沿いに急速に進んだ都市化の過程(門司, 1981)で、この独特の土地利用形態も崩壊していった。

また、多摩川本流沿いの低地においては、自然堤防や砂堆上に集落が立地し、後背湿地や旧河道内に水田が分布するという筋状に配列する土地利用が見られた。しかし、第二次大戦後に宅地化や工業用地化の進展にともなって、後背湿地や旧河道への盛土などの地形の人工改変が行われ(阪口, 1981; 阪口・大森, 1981)、自然立地的土地利用形態は見られなくなった(武内・横張・井手, 1990)。さらに河口部では大規模な埋め立てが行われ、羽田空港などの公共公益施設の建設や「京浜工業地帯」の中核を成す工場地帯が形成される中で、干潟や浜辺が消失していった。

以上のように、多摩川中・下流域では都市化によって土地利用形態が大きく変化した。それは、丘陵・台地・低地、あるいは、海といった地形類型ごとにそれぞれの自然条件に対応して成立していた土地利用形態が崩壊し、おしなべて宅地化・人工改変地化していくという変化であった。これは必然的に、「田園景観」から「都市景観」へという景観変化を引き起こし、同時に「自然環境」の縮小と「文化環境」の拡大という環境変化をもたらした。こうした変化の多くは「地域開発」の名の下に行われたが、その開発過程で、高層建築の建設や大規模な地形改変、緑地の配置などに関わる景観論争、スプロールの宅地化とライフラインの不備による環境悪化の問題、あるいは、湧水地の消滅や自然河川の改修における景観や環境の保全問題などが発生し、それらは今日ますます重要な問題となっている。そこで本研究では景観環境学の立場から、土地利用変化を分析し、その結果に基づいて、多摩川中・下流域の景観分布とその変化の特徴を検討してみた。



- | | | | |
|--|--------|--|--------------|
| | 大起伏山地 | | 武蔵野面 |
| | 中起伏山地 | | 立川面 |
| | 小起伏山地 | | 沖島面, それ以下の畝丘 |
| | 山麓地 | | 扇状地性低地 |
| | 大起伏丘陵地 | | 三角州性低地 |
| | 小起伏丘陵地 | | 谷底平野 |
| | 多摩面 | | 堤立地 |
| | 下末苔面 | | 河川敷 |

図 1

2. 景観と景観環境学

人間を取り巻く生活空間は大気、水、山や川、植物や動物、道路や橋、車や建物などの事物、および、風や雷、祭りや火事などの事象によって占められている。人々はそうした事物・事象（人間を含めた万物）から成る空間場の中で、事物・事象と作用・反作用を行いながら生活している。「環境」とは「主体に影響を与える客体」を総称する言葉であるが、こうした事物・事象の作る空間場は、人間にとって紛れもなく「環境」にはかならない。環境に対する人々の対応は、例えば、「気温が高くなると汗をかいて体温を下げる」というように「無意識」に対応する場合と、「‘暑い’と感じて衣類を一枚脱ぐ」というように「意識して」対応する場合とがある。「意識する」という行為は、対象物の形態や性格、機能などを、‘言葉’や‘図形’として脳裏に描き、理解することであるが、「認識する」と表現することが多い。

「景観」は「空間場の中に展開される事物・事象の作る形や模様」であり、人間の五感あるいは六感を通して認識される。景観は自然景観や文化景観などに分類され、「事物・事象の機能や意味」を内包する場合も多いが、きわめて視覚的・図形的であり、人々の内面に「三次元空間の形態として造形化」される（図2； Ohmori, 1993）。

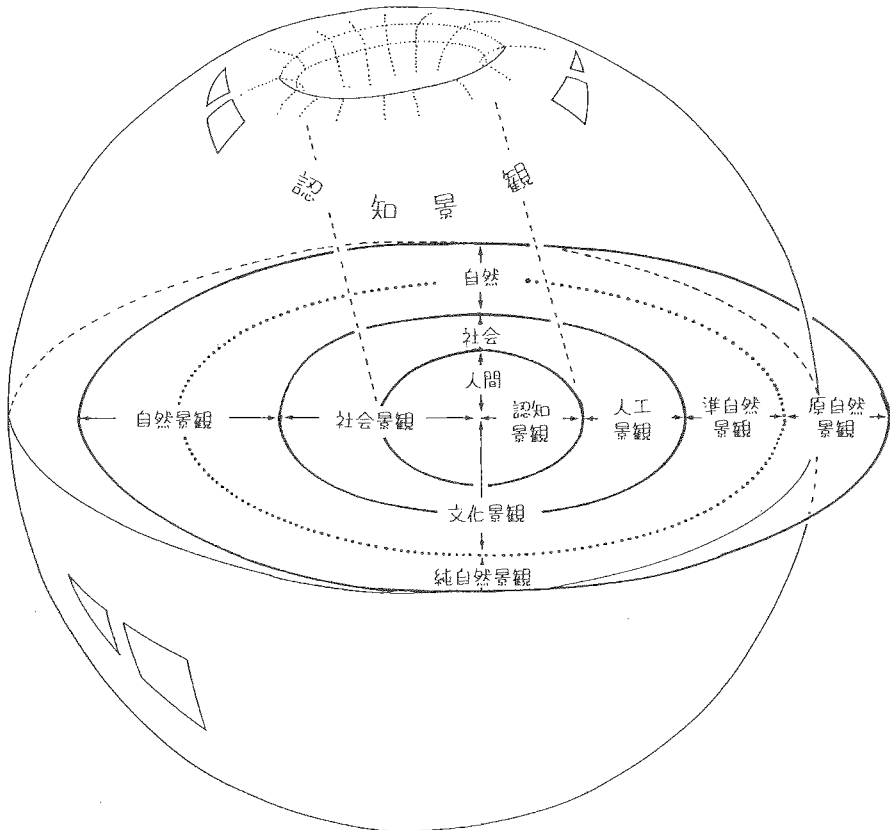


図2

内面に形成される像（認識像）は一人一人の経験や知識からくる「懐かしさ」や「素晴らしさ」、あるいは、「恐ろしさ」などの「思い」が加わって形成されるから、同一の景観に対しても一人一人が異なった認識像を持つ。物理的に人体に影響を与え、無意識の内にそれに対して生理的に反応・行動することも多い気温や湿度などの環境要素と異なって、景観は「認識する」ことによって初めて「存在する」ことになる。すなわち人々は、「‘思い’の加わった認識像」を「客観的に存在する事物・事象の形や模様」と考えることしかできなく、したがって、それに基づいて行動せざるを得ない。また、「‘思い’の加わった認識像」に対して、「快適性」や「好き嫌い」、あるいは、「喜怒哀楽」などの環境価値を感じざるを得ない。そうした理由などから、“景観とは「認識像」である”という考え方もある（阿部、1990；中村・他、1991；オギュスタン・ベルク著・篠田訳、1991、1993；千田、1995、など）。しかし、人々が「‘思い’を込めて」認識したり、また、「認識したこと」に基づいて行動したり、働きかけたりすることは、ことさら景観に限ったことではない。日常生活の中で、話や音楽、味や臭いなどの他の事物・事象に対しても、普通に行っている行為である。それゆえ、あえて景観に対して、“景観とは「認識像」である”とする必要はなからう。

一方、環境学は「生態系（有機的な相互作用を行う事物・事象から成る連鎖系）における主体とそれを取り巻く客体の相互作用のあり方」の検討を研究の原理的課題とし、そこでは「主体」と「客体」の分離が行われる。したがって、「認識された事物・事象の形や模様」は「景観‘像’」と呼び、「客観的に存在する事物・事象の形や模様」である「景観」とは区別した方が、環境学では議論の混乱が避けられる。すなわち、「景観像」は景観が人々に影響を与えた結果の一つで、しかも、景観の環境価値を評価する上での媒介項でしかないと理解される。景観と景観像との間に齟齬がある場合は、景観像に基づいて行動すれば、必然的に‘客観的に存在している’景観に人々の行動は規制されてしまう。現実を認識する上で、景観に近づけるように景観像の修・訂正を行わざるを得ず、景観と景観像は同義的なものとなる。それゆえ、環境学においては、「ある‘景観’に対して人々が描く‘景観像’はどの様なものか」ということそのものは必ずしも重要ではない。そこでは、「思い」からくる個人的なバラツキはあるものの、「ある一つの景観」は多くの人々に類似の「景観像」を描かせ、同じような環境効果を与え、それゆえ、人々は類似の応答をすると推察される。

したがって、景観の環境としての意義を研究する景観環境学では、「景観の形態的特徴や性格」の把握、「個々の景観が人々に与える物理的・精神的作用」、あるいは逆に、「ある景観に対して、例えば、明るいと感ずるか暗いと感ずるか、快いと感ずるか不快と感ずるか、あるいは、心にゆとりをもたらすと感ずるか緊張を強いると感ずるか、などの人々のその景観に対する環境価値の評価」の吟味、および、「人々による景観の創造や改変」についての検討などが第一義的に重要な課題となる。そのためには、事物・事象のデータの収集、それらの作る形や模様の把握、機能や意味に基づく景観の類型化、および、それらの空間分布や時間変化の特徴などの分析が必要となる。そしてそれらを基に、それぞれの景観を人々がどの様に評価し、景観に対してどの様に行動し、さらに、どの様に景観を変えるかなどの考察が要求される。

「土地利用」は「土地の生産活動上の利用形態」を示すものであるが、「土地に存在する事物の種類」をも示し、同時に、「その土地で営まれている生活形態」をも内包している。個々の土地利用類型によって示される事物や生活形態は重要な景観要素であり、それぞれの土地利用類型は独自の景観を持っているということができる。それゆえ、土地利用類型を「景観タイプ」に読みかえることができれば、土地利用情報はすぐれた景観情報となる。しかも、土地利用形態は社会・経済動向を敏感に反映して変化し、その変化は人々の生活形態や思想の変化をも示唆している。したがって、土地利用変化に基づく景観変化の研究は、優れて総合的環境学研究と言えよう。

ところで、「山林」や「農地」、あるいは、「住宅地」や「工業用地」などの個々の土地利用類型を表現する語句は、それ自身が景観を表現しているとも見ることができ。しかし、それぞれの土地利用類型がどのような景観を作り、どのような環境上の意味を持っているかについてはこれまで検討されてこなかった。本研究において、個々の土地利用類型についての景観環境学的な説明をも試みる。しかし、景観タイプの構築には多くの試行錯誤が必要と思われ、未だたたき台の段階である。そこで本研究では、個々の土地利用類型の景観に着目するのではなく、土地利用類型の「組み合わせ」が作り出す景観を検討対象とする。すなわち、ある広がりを持った地域ごとに、その地域に存在する土地利用類型の「組み合わせ」を抽出し、「組み合わせ」の性格と変化に基づいて、その地域の景観とその変遷を検討することにした。「組み合わせ」は機械的に分類できる性質を持っており、かつ、「組み合わせの違い」に基づいて、「景観の違い」を表現したり、理解したりすることができるからであり、さらに、個々の土地利用類型に対する景観の定義の不十分さを捨象することができるからである。

3. 多摩川中・下流域の土地利用変化の動向

1) 分析方法

土地利用に関するデータは広域的かつ経時的に蓄積され、多摩川流域においても明治以降の幾つかの時点における土地利用図（久保、1979、1981）や土地改変図（阪口・大森、1981）が描かれ、「1. はじめに」でのべたように、その変化の内容や特徴も論じられている。ところで、土地利用類型は単一の事物を示す語句で定義されることが多い。それゆえ、資料採集の単位面積が小さい場合は単一の事物で占められる割合が高くなるから、定義語句と土地利用の実態との対応が良い。資料採集の単位面積が大きくなると、現実には多種の事物が混在するため、定義語句と実態とが乖離し、内容の理解もむずかしくなる。そこで本研究では、細密数値情報の100mメッシュ土地利用データが作成されている1974年以降について検討することにした。

多摩川中・下流域については、1974、1979、1984、1989年の4時点の細密数値情報の100mメッシュ土地利用データが作成されている。細密数値情報における土地利用類型の定義は表1（日本地図センター、1992）に示す。調査地域には100mメッシュが総計60225個存在し、各年次の土地利用分布図を作成すると、図3-1～4のようになる。多摩川右岸の多摩丘陵の「山林・荒地等」、左岸の武蔵野台地の「公園・緑地等」や

「その他（防衛施設など）」、河口部の「工業用地」や「商業・業務地」、「造成中地」などが大面積にまとまっているのが目立つ。同時に、多摩丘陵の山林・荒地等や河口部の造成中地などのように、年次ごとに大きく変化したものもある。そこで1974～1979、1979～1984、1984～1989年の3期間について、期間ごとの各土地利用類型の変化についてクロス集計を行った（表2-1～3）。次に、クロス集計に基づいて、土地利用類型ごとに転入量と転出量の収支、および、転入元と転出先の土地利用類型の構成を分析し（図4-1～16）、それぞれの土地利用類型の「変化の流れの中で示す性格」を明らかにした。さらに、転出量や転入量の大きい土地利用類型の動向を分析し（図5-1～3）、多摩川中・下流域における土地利用変化の流れの特徴を抽出した。

表1 土地利用類型の定義

コード	分類区分		定義
1	農地・山林等	山林・荒地等	樹林地、竹林、篠地、笹地、野草地（耕作放棄地を含む）、裸地、ゴルフ場等
2		田	水稻、蓮、くわいなどを栽培している水田（短期的な休耕田を含む）をいい、季節により畑作物を栽培するものを含む
3		畑・その他の農地	普通畑、果樹園、桑園、茶園、苗木畑、牧場、牧草地、採草放牧地、畜舎温室等の畑その他の農地
4	造成中地	造成中地	宅地造成、埋立等の目的で人工的に土地の改革が進行中の土地
5		空地	人工的に土地の整理が行われ、現在まだ利用されていない土地および簡単な施設からなる屋外駐車場、ゴルフ練習場、テニスコート、資材置場等を含む
6	宅地	工業用地	製造工場、加工工場、修理工場、採掘場、採石場、発電所、ガス製造工場などの用地をいい、工場に付属する倉庫、原料置場、生産物置場、厚生施設等も含む
7		一般低層住宅地	3階建以下の住宅用建物からなり、1区画あたり100m ² 以上の敷地で、建物の密集していない住宅地をいい、農家の場合は屋敷林を含め1区画とする
8		密集低層住宅地	3階建以下の住宅用建物からなり、1区画100m ² 未満の敷地で、建物の密集している住宅地
9		中・高層住宅地	4階建以上の中高層住宅の敷地からなる住宅地
10	公共公益施設用地	商業・業務用地	小売店舗、スーパー、デパート、卸売、飲食店、映画館、劇場、旅館・ホテル等の商店、娯楽、宿泊等のサービス業を含む用地および企業の事務所、銀行、新聞社、放送局、流通施設、その他これに類する用地
11		道路用地	有効幅員4m以上の道路、駅前広場等で工事中、用地買収済の道路用地も含む
12		公園・緑地等	公園、緑地、動・植物園、墓地、寺社の境内地、遊園地等の公共的性格を有する施設及び総合運動場、競技場、野球場等運動競技を行うための施設用地
13	その他の公共公益施設用地	公共業務施設、教育文化施設、供給処理施設、社会福祉施設、鉄道用地、バス発着センター、車庫、港湾施設用地、空港等の用地	
14	河川・湖沼等		河川（河川敷、堤防を含む）、湖沼・溜池、養魚場、海浜地
15	その他		防衛施設、米軍基地、基地跡地、演習場、皇室に関係する施設及び、居住地等
16	海		
17	対象地域外		
19	昭和49年土地利用データなし		昭和49年のデータがなく、昭和54、59年のデータがあるとき、昭和49年土地利用データ欄に記入されるコード

（注）「18」は欠番

日本地図センター（1992）より

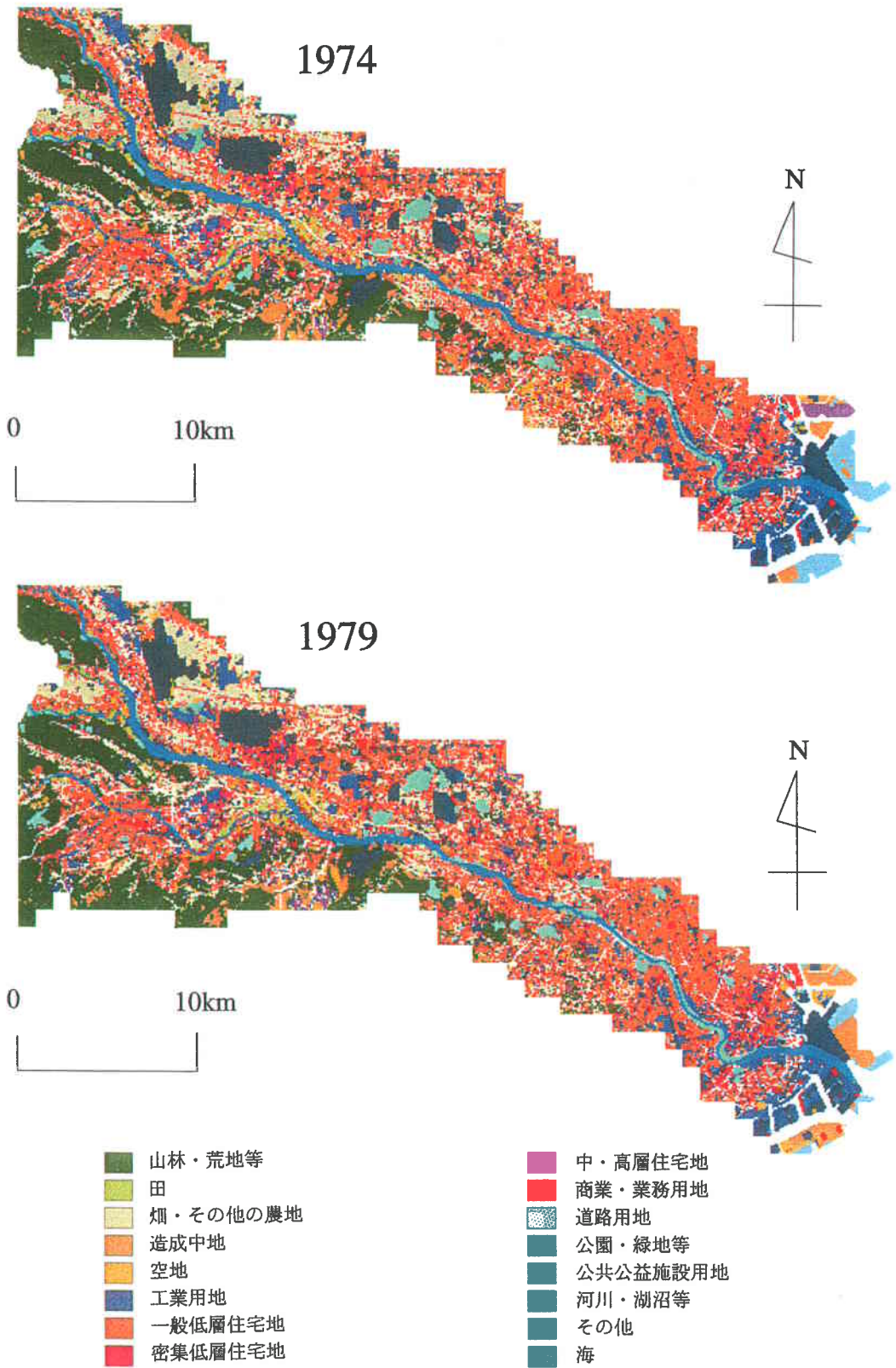


図3 多摩川中・下流域の土地利用分布 (3-3:1984年、3-4:1989年)

2) 結果と考察

a. 土地利用変化の収支と内訳

図4-1～16をもとに、それぞれの土地利用類型の変化の収支（転入・転出）およびその内容の特徴をみると、以下のような点を指摘できる。

「山林・荒地等」（図4-1）は大幅な転出超過が続いており、「供給地としての土地利用類型」としての性格を示す。転出先は造成中地や空地、一般低層住宅地、公共公益施設用地などである。時系列的には1979-1984年における転出量が最も多く、それは空地と一般低層住宅地への転出の増加に起因している。この現象は、多摩ニュータウン・南大沢地区において住宅地の建設が本格化した経緯を示している。

「田」（図4-2）においては、山林・荒地等（この場合、耕作放棄地）や畑・その他の農地に転出する割合が減少し、盛り土や整地が行われている空地や一般低層住宅地になる割合が増加している。これは、減反政策による耕作放棄や稲作から換金作物としての蔬菜・果樹栽培などへの転換が行われていた土地利用の変化傾向が、地価の値上がりや農産物輸入自由化などの情勢の変化に対応して、土地の効率的利用の方向へと変化したことを示している。「供給地としての土地利用類型」と判断される。

「畑・その他の農地」（図4-3）も転出量が継続的に増加し、「供給地としての土地利用類型」としての性格を示す。一般低層住宅地への転出増加に加え、空地や商業・業務用地、道路用地への転出増加も目立つ。これは武蔵野台地中・西部に残存する農地の宅地化や多摩丘陵のミニ宅地開発が加速化したことを示すが、1982年の市街化調整区域における開発規制の緩和もこうした宅地化の加速要因と考えられる。

「造成中地」（図4-4）の転入元は海と山林・荒地等によって占められている。海からの転入量は1979年以降急激に減少するが、山林からの転入量は継続的な増加を示す。一方、転出先は公共公益施設用地や空地で、その量も大きく、「過渡的に通過する土地利用類型」と理解される。公共公益施設用地への転出量は増減が激しく、1979-1984年においては一時的に急減した。都心部から多摩丘陵への大学等の移転が一段落した後、臨海部の埋立地における空港拡張工事や港湾施設の整備などの大規模建設が始まる狭間の時期に当たる。空地への転出は3期間ではほぼ一定量を示すが、空地はさらに一般低層住宅地への転出する割合が大きい。

「空地」（図4-5）もまた、「過渡的に通過する土地利用類型」と判断される。主として山林・荒地等および造成中地から転入し、一般低層住宅地への転出が大きい。時系列的には、1974-1979年に一般低層住宅地への大量転出が見られたことが目立つが、この変化は川崎市宮前区で進められた住宅団地開発によるものである。また前述したように1979年以降、畑・その他の農地からの転入が見られる。

「工業用地」（図4-6）では、転入量が減少し、それを上回る量で転出が継続している。「脱工業化」が進行していることを示し、特に大田区や川崎市などの「京浜工業地帯」にある中小工場地域が多い。主な転出先は空地や中・高層住宅地、商業・業務用地、公共公益施設用地で、まとまった敷地を確保できる工場跡地が、マンションや大型店舗、あるいは行政機関や学校・文化施設などとして利用される実態を表わしていると思われる。変化の絶対量は必ずしも大きくはない（表2-1～3）が、その一

部は「過渡的に通過する土地利用類型」の性格を持っていると言える。

「一般低層住宅地」(図4-7)においては、1974-1979年には空地からの大量転入がみられたが、それ以降は畑・その他の農地からの転入が増加している。その背景は、「空地」および「畑・その他の農地」の項で既述した。一般低層住宅地からの転出はほとんど見られない。変化系列の「最終的な土地利用類型」の一つと判断される。

「密集低層住宅地」(図4-8)では、1974-1979年には、山林・荒地等や畑その他の農地、および、空地や道路用地を中心とした他の都市的土地利用からの転入が見られたが、1979年以降は転入量が急激に減少すると同時に、一般低層住宅地や中・高層住宅地、商業・業務用地、道路用地などの他の都市的土地利用への転出が見られるようになった。1974-1979年に見られる密集低層住宅地への転入は、郊外のスプロールの宅地化によって住宅が密集していった経緯を表わしている。一方、1979年以降進出した他の都市的土地利用への転出は、既成市街地内の住宅密集地における再開発を表わしている。なお、変化の絶対量は必ずしも大きくはない(表2-1～3)。

「中・高層住宅地」(図4-9)は転入のみを示し、この土地利用類型も変化系列の「最終的な土地利用類型」と判断される。主な転入元は空地や造成中地であるが、一般低層住宅地からの転入もあり、山林・荒地等や畑その他の農地からの転入も増加傾向にある。一般低層住宅地からの転入が1979年以降増加したのは、既成市街地内において土地利用の効率化を図るために住宅形態が高層化したことを示しているが、その傾向は郊外の一般低層住宅地においても見られる。

「商業・業務用地」(図4-10)もほぼ転入のみを示し、変化系列の「最終的な土地利用類型」と位置づけられる。造成中地や空地を主な転入元とするが、道路用地や畑・その他の農地、工業用地からの転入量も安定している。このうち、1984-1989年における造成中地や空地から商業・業務用地への急激な増加は、当時の中曽根内閣が推進した「民間活力の導入による経済活性化政策(「民活路線」)」によって、ウォーターフロント開発が活発化した経緯を示している。川崎市が臨海部の東扇島地区において進めている輸入促進地域(PAZ)計画などはその一例であり、市民向けに食料・衣料関連の輸入品を低価格で販売する「ウェアハウスマート」や「川崎マリエン」などの商業娯楽施設が建設された。一方、道路用地や農地からの変化は、車社会の進展や大規模小売店舗法の規制緩和を反映して、郊外の幹線道路沿いにスーパーマーケットやディスカウントショップ、ファーストフード店などが進出する「郊外型店舗」の拡大を表わしている。また、工業用地からの変化は、既述したような脱工業化現象が進行したことを示している。

「道路用地」は100mメッシュ内の土地利用類型群の中で道路が最大面積を占めることを意味する。したがって、転入はメッシュ内に道路が建設されたことを示すが、転出は道路そのものが他の土地利用に変化したことを必ずしも意味せず、道路周辺の土地利用が変化し、他の土地利用類型が最大面積を占めるようになったことを意味している。道路用地(図4-11)は転入量および転出量ともに減少してきた。造成中地や空地からの転入、一般低層住宅地への転出が主流を占めるが、それらの割合は次第に低下し、代わって農地からの転入および商業・業務用地への転出の割合が上昇している。

これは主に多摩丘陵での宅地開発において、先行的都市基盤としての道路網の整備が一段落し、他方、武蔵野台地上の農村部において、上述したような郊外型店舗型の進出などによるスプロール的な市街化が進行したことを表わしている。

「公園・緑地等」（図4-12）もほぼ転入のみを示し、変化系列の‘最終的な土地利用類型’の一つと言える。大規模宅地開発地での転入が主で、安定した転入元は、造成中地や空地、山林・荒地等である。なお、1979-1984年の「その他」からの大量転入は、アメリカ軍の立川基地跡地が昭和記念公園として整備されたことによる（国土庁、1990）。

「公共公益施設用地」（図4-13）においては、造成中地を主として空地や山林・荒地等をおもな転入元とした転入超過が続き、‘最終的な土地利用類型’と言える。造成中地への転入元が山林・荒地等と海とであることからわかるように、この変化は多摩丘陵における大学等の移転と、臨海部における空港拡張工事や港湾施設の整備という2つの現象を表わしている。ちなみに、1974-1979年に山林・荒地等から造成中地に変化した267メッシュの内、53メッシュ（20%）が1989年には公共公益施設用地に変化しており（表3-1）、これに1979-1984年に山林・荒地等から造成中地に変化したメッシュの内、1984-1989年に公共公益施設用地に変化した59メッシュ（表3-2）を加えると、丘陵内のおよそ100haの土地が公共公益施設に変化したことになる。また、海を起源とする造成中地のその後の変化も、1974-1979年に海から造成中地に変化した492メッシュの内、134メッシュ（27%）が1989年には公共公益施設用地になっており（表4-1）、1979-1984年に造成中地に変化した150メッシュの内、31メッシュ（21%）が1989年には公共公益施設用地に変化している（表4-2）。

「河川・湖沼等」（図4-14）では、1984年以降、公園・緑地等や一般低層住宅地への転出がおさまる一方で、海からの転入が1979年以降急増した。河川敷の公園化や宅地化が一段落するとともに、海面埋立地の拡大によって河口が沖合へ延長されたことを意味している。なお、変化の絶対量は必ずしも大きくはない（表2-1～3）。

「その他（防衛施設など）」（図4-15）においては、1979-1984年に、アメリカ軍立川基地の跡地利用として公園・緑地等および空地への大量転出がみられた以外は、転入・転出がほとんど見られない。これは、この土地利用形態が経済的な土地取引とほとんど無関係であるからであり、国策レベルでの大きな変化がない限り、今後もこの傾向は続くものと思われ、‘最終的な土地利用類型’の性格を持つと言える。

「海」（図4-16）においては、造成中地を主とした転出のみで、‘最終的な土地利用類型’と言える。1979年以降、転出量が急激に減少しているが、多摩川中・下流域の土地利用変化の中での相対量は、相変わらず上位にある。この期間の埋立地は造成中地を経て、主に商業・業務用地や公共公益施設として利用されている。1960年代以前には、当時の「工業化社会」の情勢を反映して、造成された埋立地では鉄鋼業をはじめとする重化学工業の工場地帯が形成された。既述のように、現在では内陸に位置する当時の埋立地の「工業用地」においてさえ、その一部は中・高層住宅地や商業・業務用地、公共公益施設用地へと変化している。以前とは対照的な脱工業化（あるいは、非工業化）の土地利用が進行していると言える。

表 3 - 1 1974 - 1979に山林・荒地等から
造成中地に変化したメッシュの
その後の変化

土地利用類型		1984	1989
山林・荒地等	実数	14	15
	比率	5.24%	5.62%
田	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
畑その他の農地	実数	11	10
	比率	4.12%	3.75%
造成中地	実数	78	46
	比率	29.21%	17.23%
空地	実数	49	40
	比率	18.35%	14.98%
工業用地	実数	1	2
	比率	0.37%	0.75%
一般低層住宅地	実数	31	38
	比率	11.61%	14.23%
密集低層住宅地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
中高層住宅地	実数	26	35
	比率	9.74%	13.11%
商業・業務用地	実数	1	2
	比率	0.37%	0.75%
道路用地	実数	8	10
	比率	3.00%	3.75%
公園・緑地等	実数	11	15
	比率	4.12%	5.62%
公共公益施設用地	実数	38	53
	比率	13.48%	19.85%
河川・湖沼等	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
その他	実数	1	1
	比率	0.37%	0.37%
海	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
計	実数	267	267
	比率	100.00%	100.00%

表 3 - 2 1979 - 1984に山林・荒地等から
造成中地に変化したメッシュの
その後の変化

土地利用類型		1989
山林・荒地等	実数	21
	比率	5.22%
田	実数	0
	比率	0.00%
畑その他の農地	実数	1
	比率	0.25%
造成中地	実数	166
	比率	41.29%
空地	実数	72
	比率	17.91%
工業用地	実数	2
	比率	0.50%
一般低層住宅地	実数	25
	比率	6.22%
密集低層住宅地	実数	0
	比率	0.00%
中高層住宅地	実数	21
	比率	5.22%
商業・業務用地	実数	4
	比率	1.00%
道路用地	実数	24
	比率	5.97%
公園・緑地等	実数	7
	比率	1.74%
公共公益施設用地	実数	59
	比率	14.68%
河川・湖沼等	実数	0
	比率	0.00%
その他	実数	0
	比率	0.00%
海	実数	0
	比率	0.00%
計	実数	402
	比率	100.00%

表 4 - 1 1974-1979に海から造成中地に
変化したメッシュのその後の変化

土地利用類型		1984	1989
山林・荒地等	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
田	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
畑その他の農地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
造成中地	実数	481	189
	比率	97.76%	38.41%
空地	実数	0	31
	比率	0.00%	6.30%
工業用地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
一般低層住宅地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
密集低層住宅地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
中高層住宅地	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
商業・業務用地	実数	0	120
	比率	0.00%	24.39%
道路用地	実数	0	6
	比率	0.00%	1.22%
公園・緑地等	実数	11	12
	比率	2.24%	2.44%
公共公益施設用地	実数	0	134
	比率	0.00%	27.24%
河川・湖沼等	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
その他	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
海	実数	0	0
	比率	0.00%	0.00%
計	実数	492	492
	比率	100.00%	100.00%

表 4 - 2 1979-1984に海から造成中地に
変化したメッシュのその後の変化

土地利用類型		1989
山林・荒地等	実数	0
	比率	0.00%
田	実数	0
	比率	0.00%
畑その他の農地	実数	0
	比率	0.00%
造成中地	実数	102
	比率	68.00%
空地	実数	8
	比率	5.33%
工業用地	実数	0
	比率	0.00%
一般低層住宅地	実数	0
	比率	0.00%
密集低層住宅地	実数	0
	比率	0.00%
中高層住宅地	実数	0
	比率	0.00%
商業・業務用地	実数	8
	比率	5.33%
道路用地	実数	1
	比率	0.67%
公園・緑地等	実数	0
	比率	0.00%
公共公益施設用地	実数	31
	比率	20.67%
河川・湖沼等	実数	0
	比率	0.00%
その他	実数	0
	比率	0.00%
海	実数	0
	比率	0.00%
計	実数	150
	比率	100.00%

以上のように、1974年以降の土地利用変化を土地利用類型ごとに見ると、それぞれの土地利用類型は以下のような性格を持つと言える。すなわち、「山林・荒地等」、「田」、「畑その他の農地」、「海」は、量的には、多くはそのままの土地利用形態が継続するのであるが、「土地利用変化の流れ」の中では、「供給地としての土地利用類型」の性格を示し、「造成中地」や「空地」は、「過渡的に通過する土地利用類型」と言える。また、「工業用地」の一部も「過渡的に通過する土地利用類型」の性格を示している。「一般低層住宅地」や「中・高層住宅地」、「商業・業務用地」、「公園・緑地等」、「公共公益施設用地」、「その他」は「最終的な土地利用類型」と判断される。一方、「密集低層住宅地」は1974-1979年には「最終的な土地利用類型」の性格を持っていたが、1979年以降は「供給地としての土地利用類型」に変化した。逆に、「河川・湖沼等」は1974-1979年には「供給地としての土地利用類型」の性格を持っていたが、1979-1984年に「過渡的に通過する土地利用類型」へと性格を変え、1984年以降は「最終的な土地利用類型」に変化した。さらに、「道路用地」も1974-1979年には「過渡的に通過する土地利用類型」の性格を示したが、1979年以降は「最終的な土地利用類型」としての性格が強くなった。以上のように、それぞれの土地利用類型は、土地利用変化の流れの中で独自の位置を占めている。以下ではそうした性格に基づいて、土地利用変化の流れの大局の特徴を検討してみる。

b. 土地利用変化の流れの特徴

以上に見たように、ある土地利用類型はバラバラに他の土地利用類型に変化するのではなく、特定の土地利用類型へ集中的に変化するなどの特徴が見られた。この内、ネット変化量（転入量と転出量の差の絶対値）の大きい土地利用類型（変化したメッシュ数が100以上）について、期間ごとにまとめて図5-1～3に示した。図5をもとに、1974年以降の多摩川中・下流域の土地利用の流れの方向を見ると、以下の4つの特徴を指摘することができる。

第一は、減少量の大きい土地利用類型は山林・荒地等や海で、最も増加したのは一般低層住宅地であった。なお、一般低層住宅地への転入元の土地利用類型は、1974-1979年には空地が主体であった（図5-1）が、1979年以降は畑・その他の農地が主体となった（図5-2, 3）。山林・荒地等の減少は多摩丘陵における大規模開発によるもので、海の減少は埋め立てによるものである。

第二は、造成中地を過渡的に通過する変化が多いことである。造成中地への転入は山林・荒地等と海がほとんどを占めるが、造成中地からの主たる転出先は公共公益施設用地や空地である。山林・荒地等と海から造成中地に転入した100mメッシュのその後の変化履歴を調べると、山林・荒地等起源のものは主に空地や住宅地系の土地利用（一般低層住宅地、中・高層住宅地）、公共公益施設へと変化し（表3-1～2）、海起源のものは商業・業務用地や公共公益施設用地へと変化していた（表4-1～2）。

ちなみに、1979-1984年に造成中地から空地へと転出したものについてその前後の変化履歴を調べる（表5）と、山林・荒地等起源の造成中地（1974-1979年に山林・荒地等から造成中地に変化）から変化した空地は1984-1989年に、主に一般低層住宅地

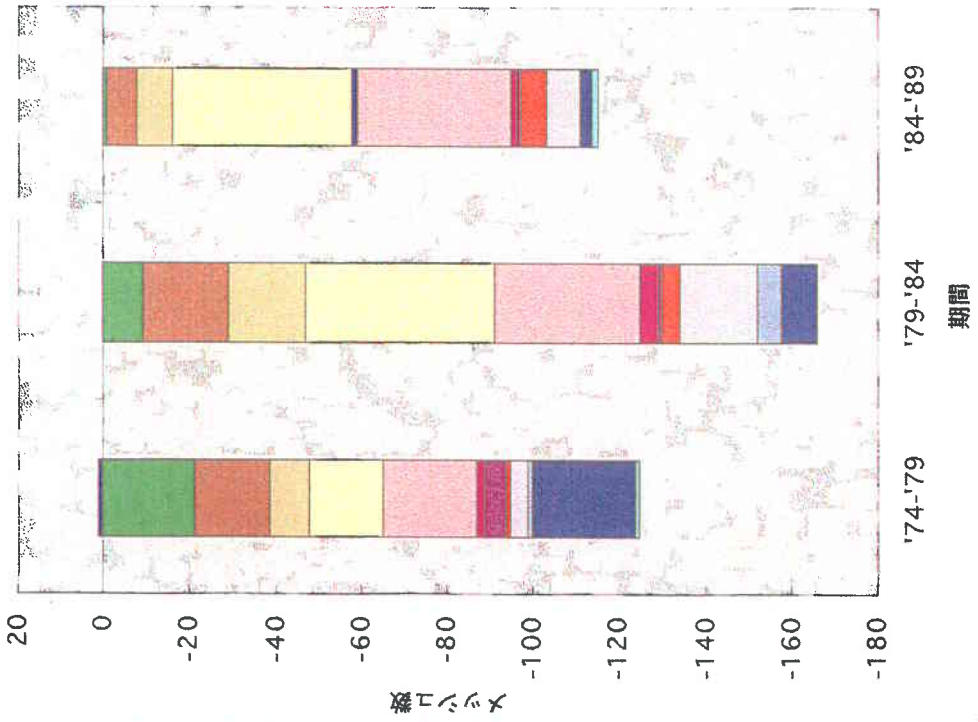


図4-1 土地利用類型の変化の収支（山林、荒地等）

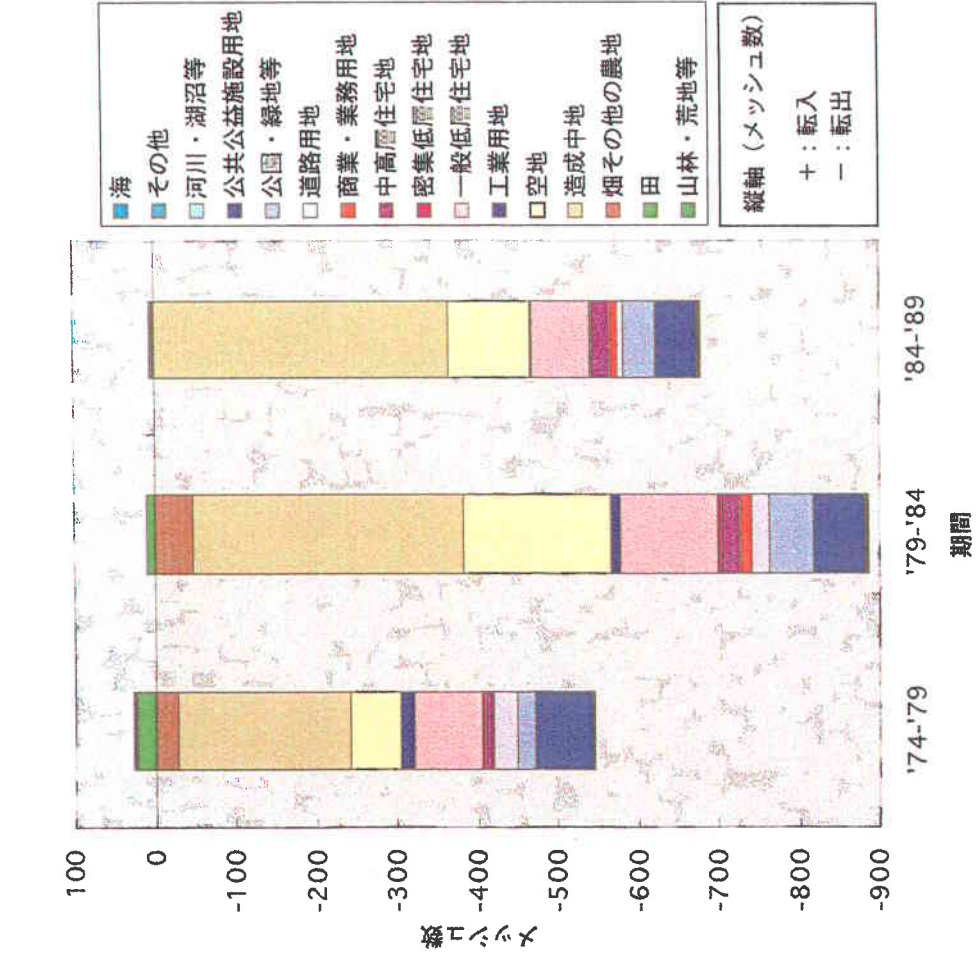


図4-2 土地利用類型の変化の収支（田）

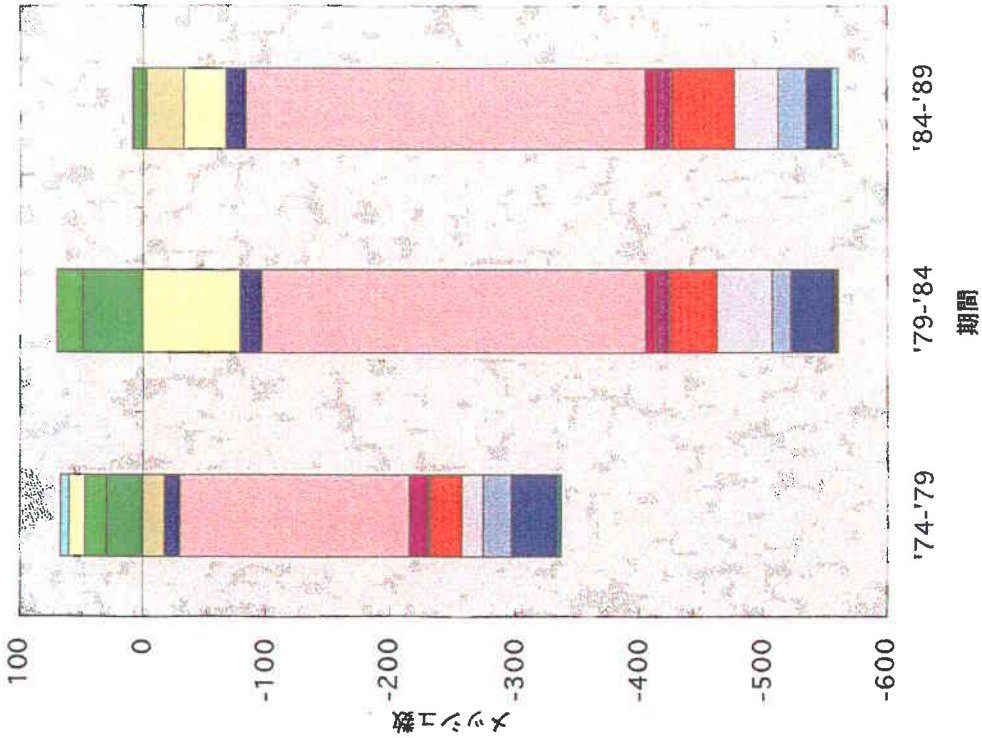


図4-3 土地利用類型の変化の収支（畑・その他の農地）

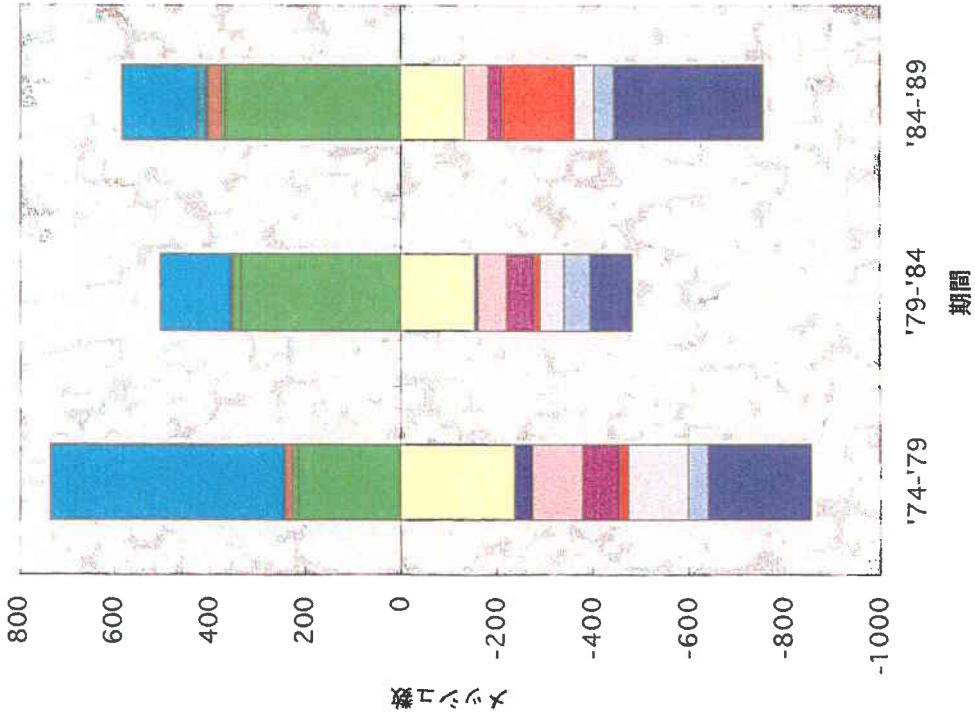


図4-4 土地利用類型の変化の収支（造成中地）

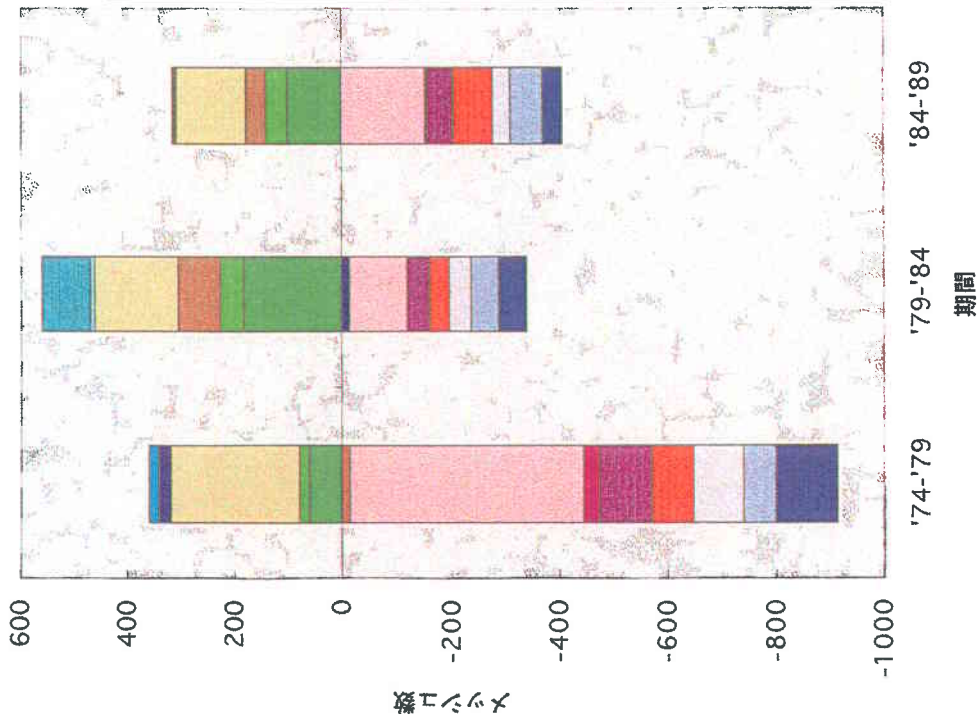


図4-5 土地利用類型の変化の収支 (空地)

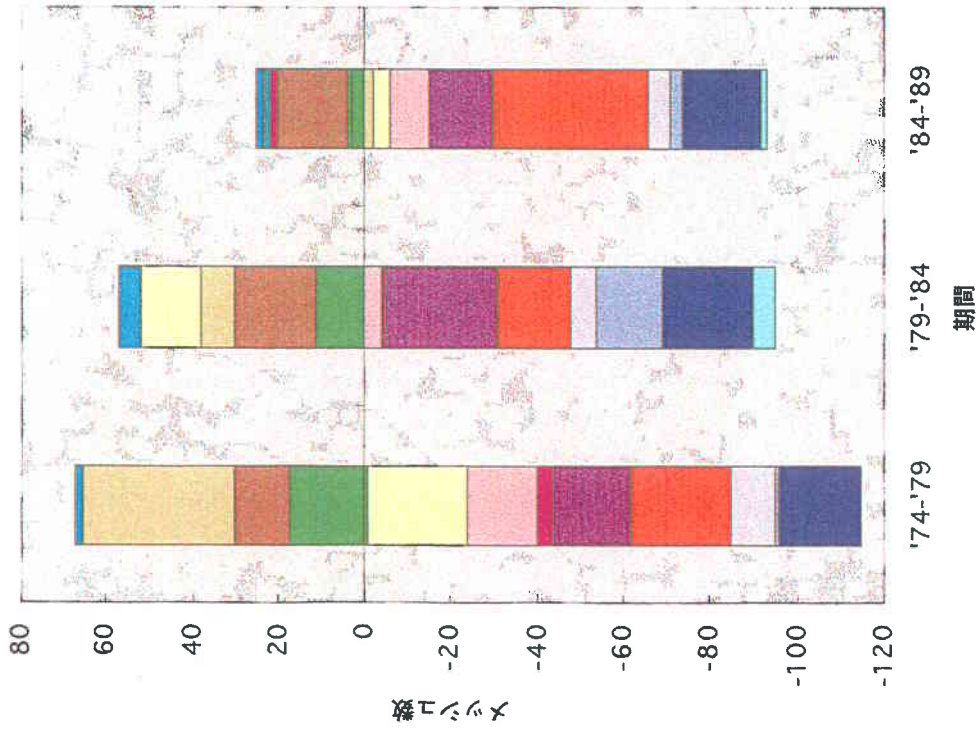


図4-6 土地利用類型の変化の収支 (工業用地)

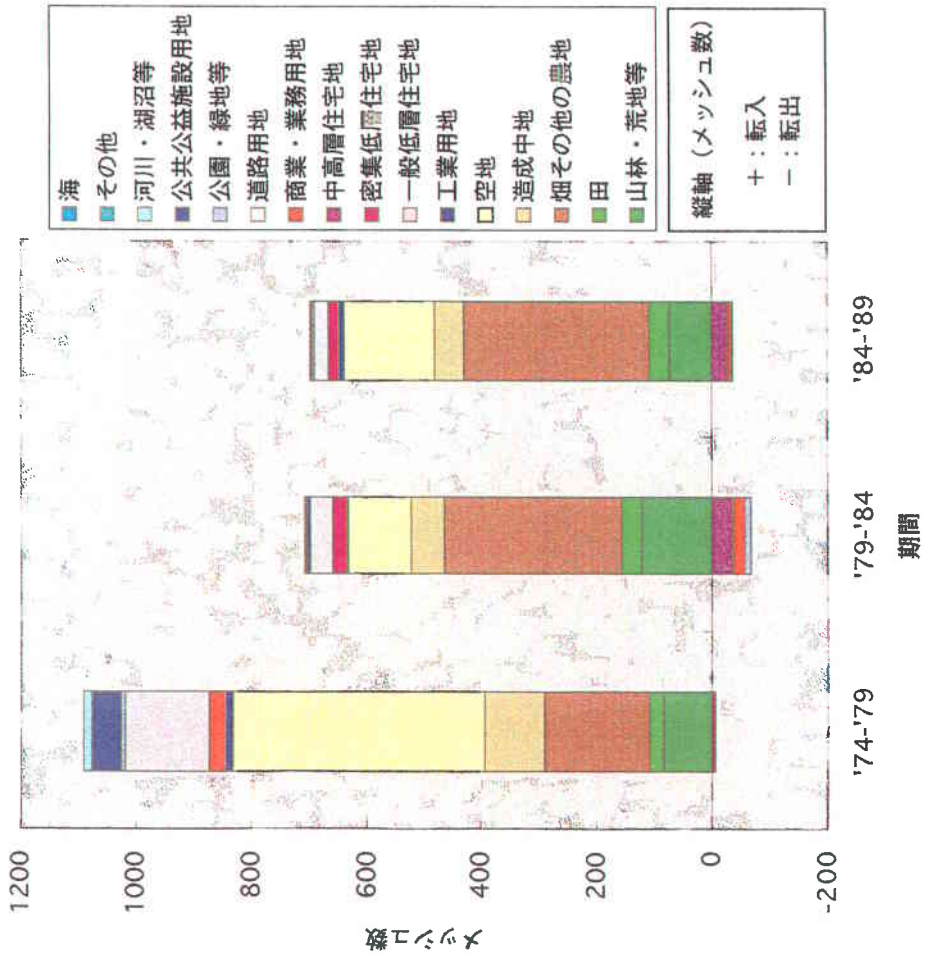


図 4-7 土地利用類型の変化の収支 (一般低層住宅地)

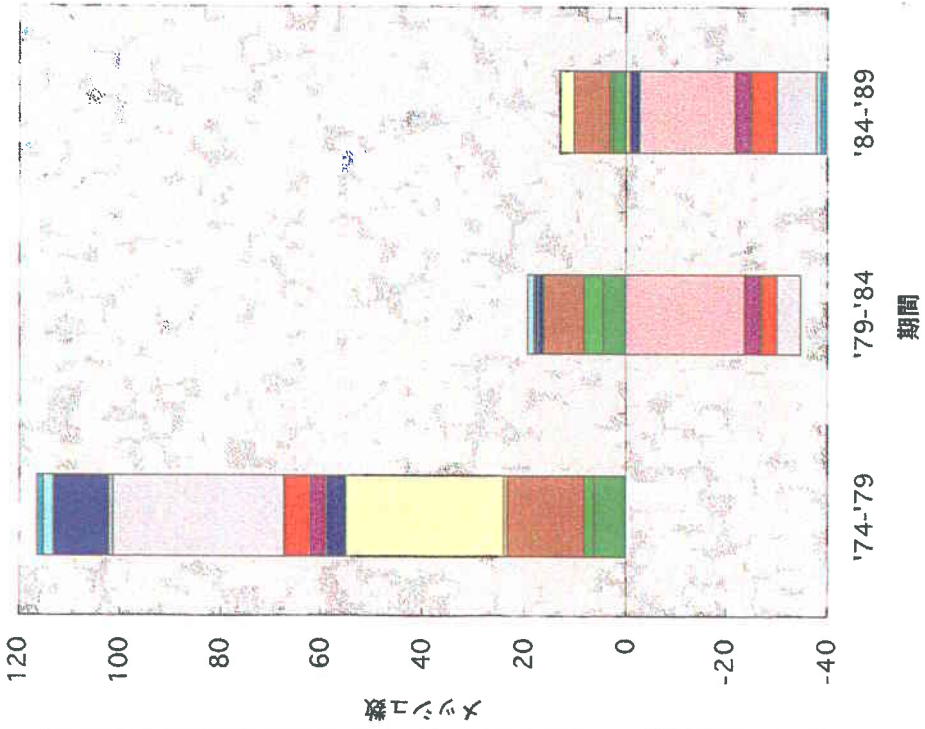


図 4-8 土地利用類型の変化の収支 (密集低層住宅地)

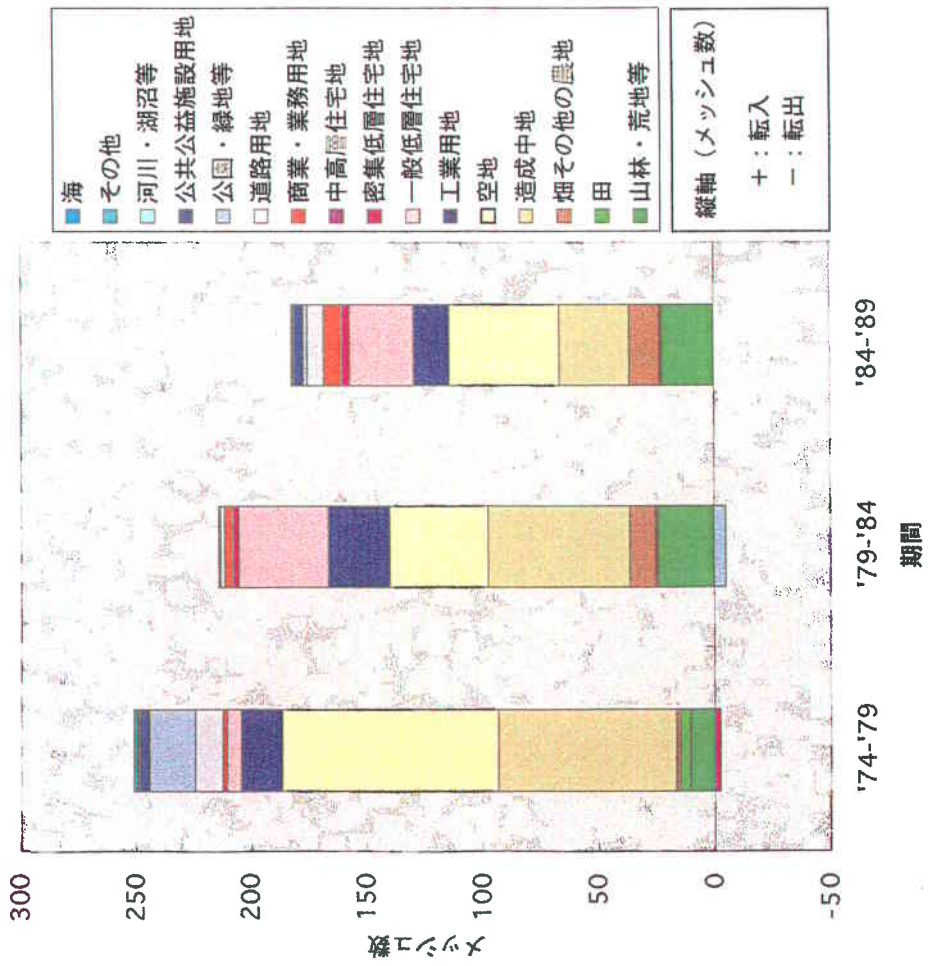


図 4-9 土地利用類型の変化の収支 (中・高層住宅地)

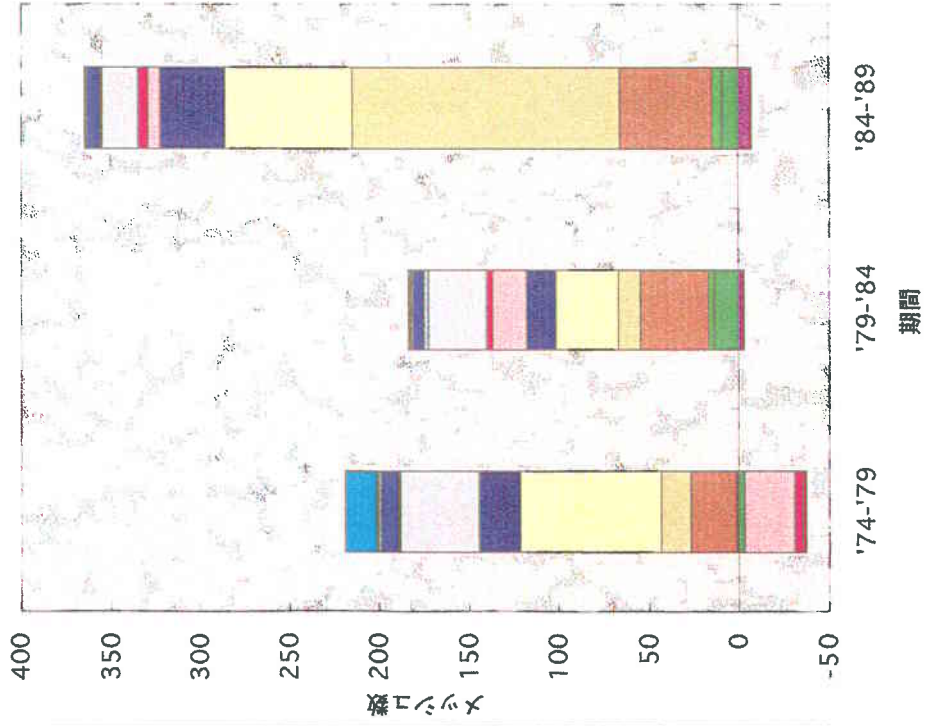


図 4-10 土地利用類型の変化の収支 (商業・業務用地)

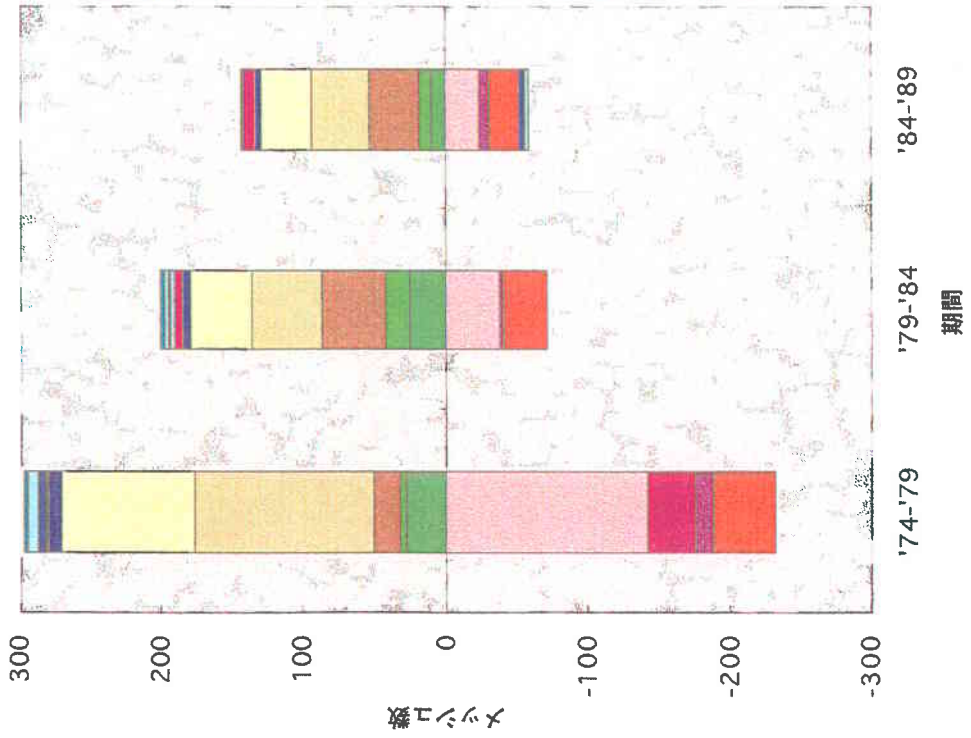


図4-11 土地利用類型の変化の収支 (道路用地)

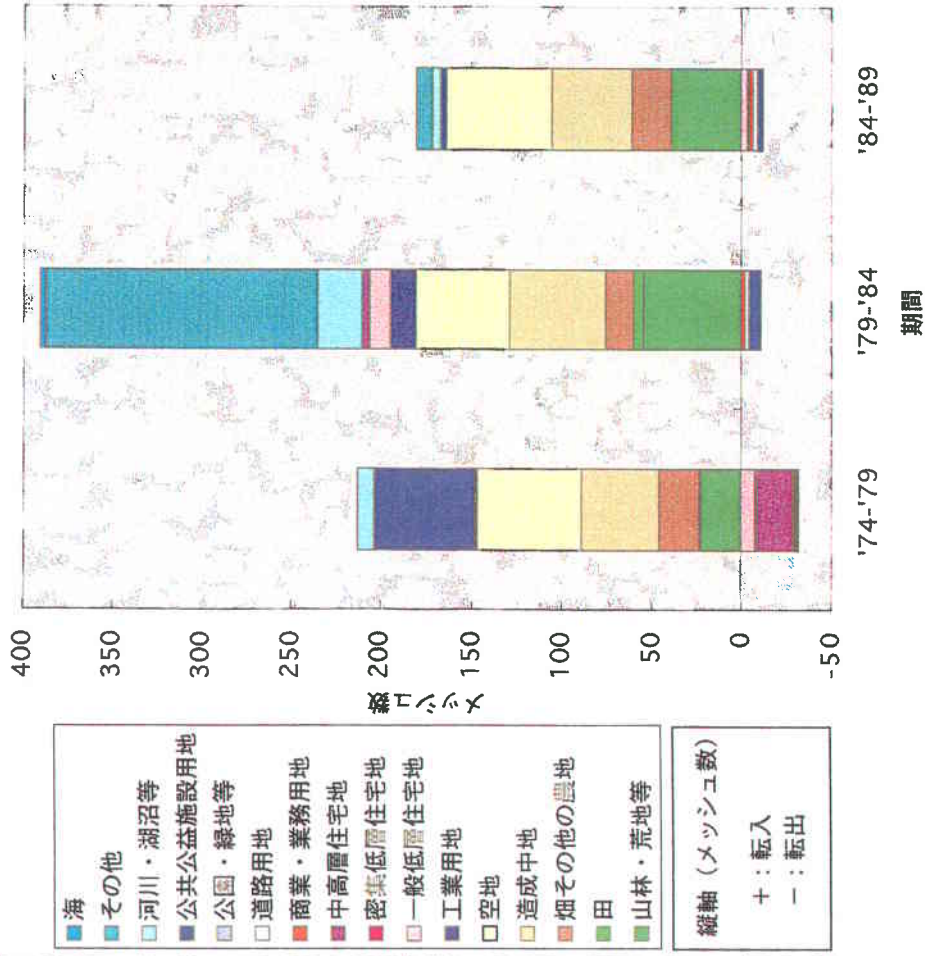


図4-12 土地利用類型の変化の収支 (公園・緑地等)

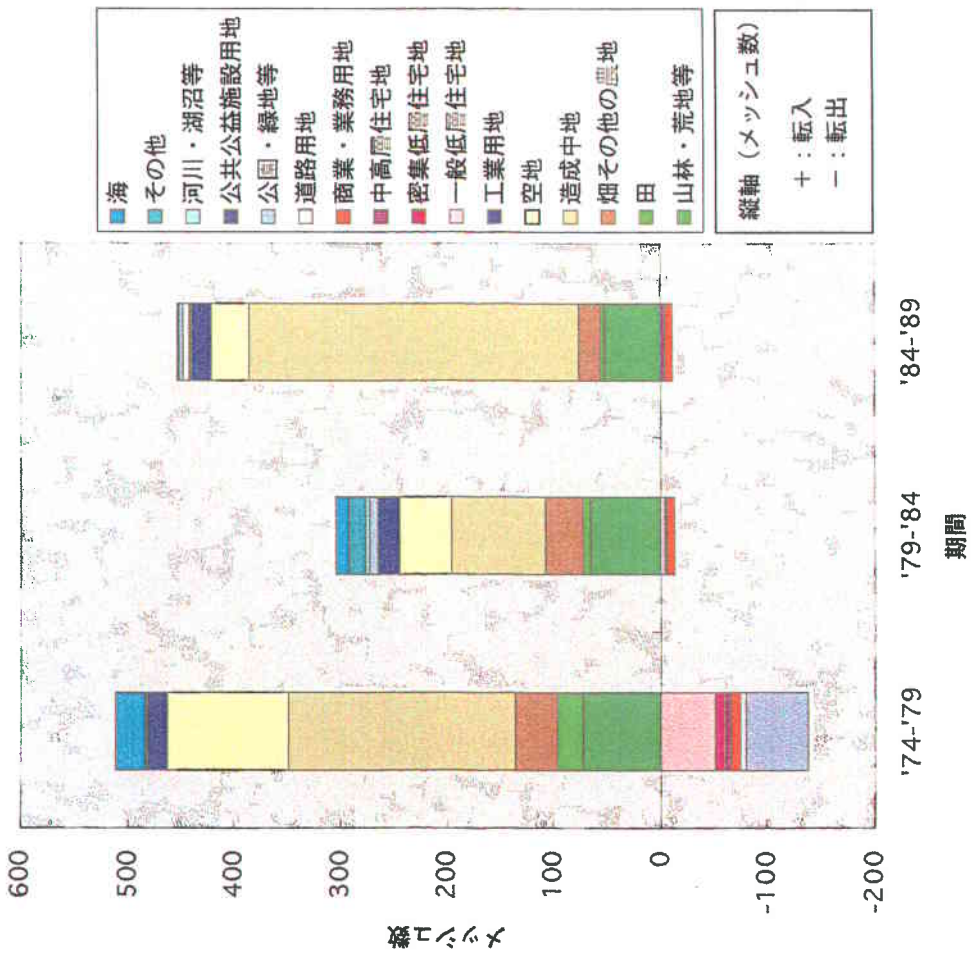


図 4-13 土地利用類型の変化の収支 (公共施設用地)

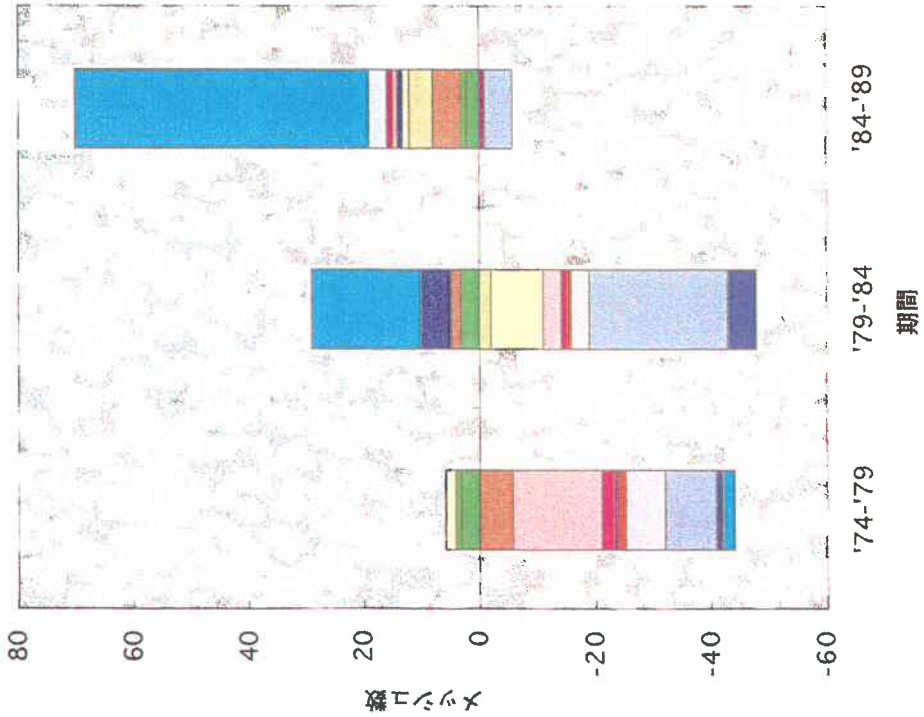


図 4-14 土地利用類型の変化の収支 (河川・湖沼等)

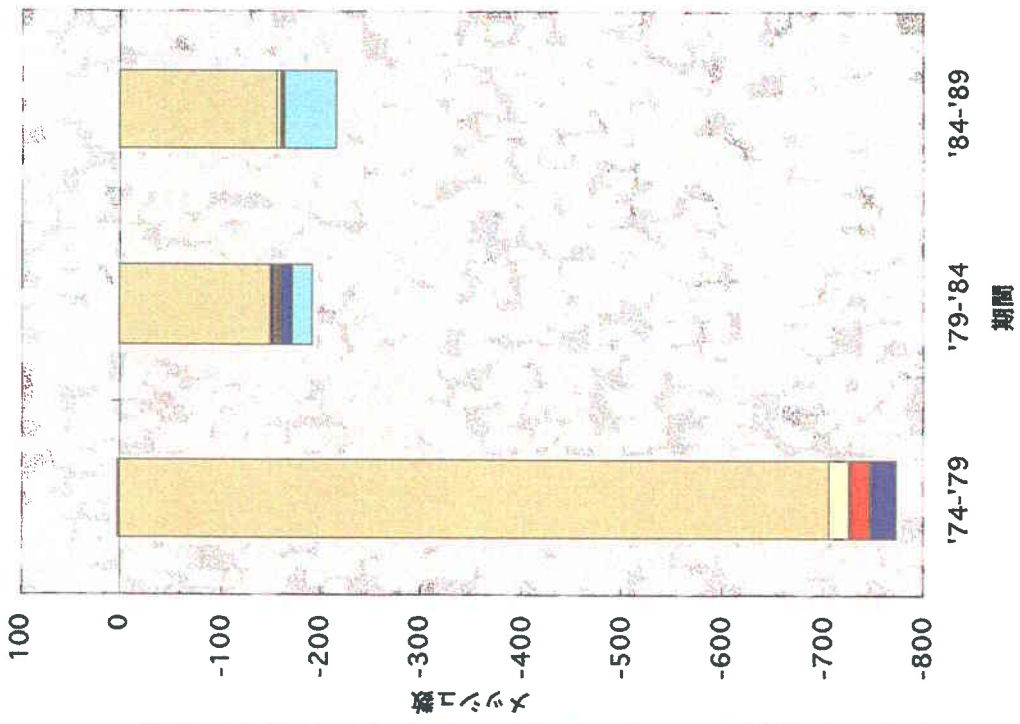


図4-16 土地利用類型の変化の収支(海)

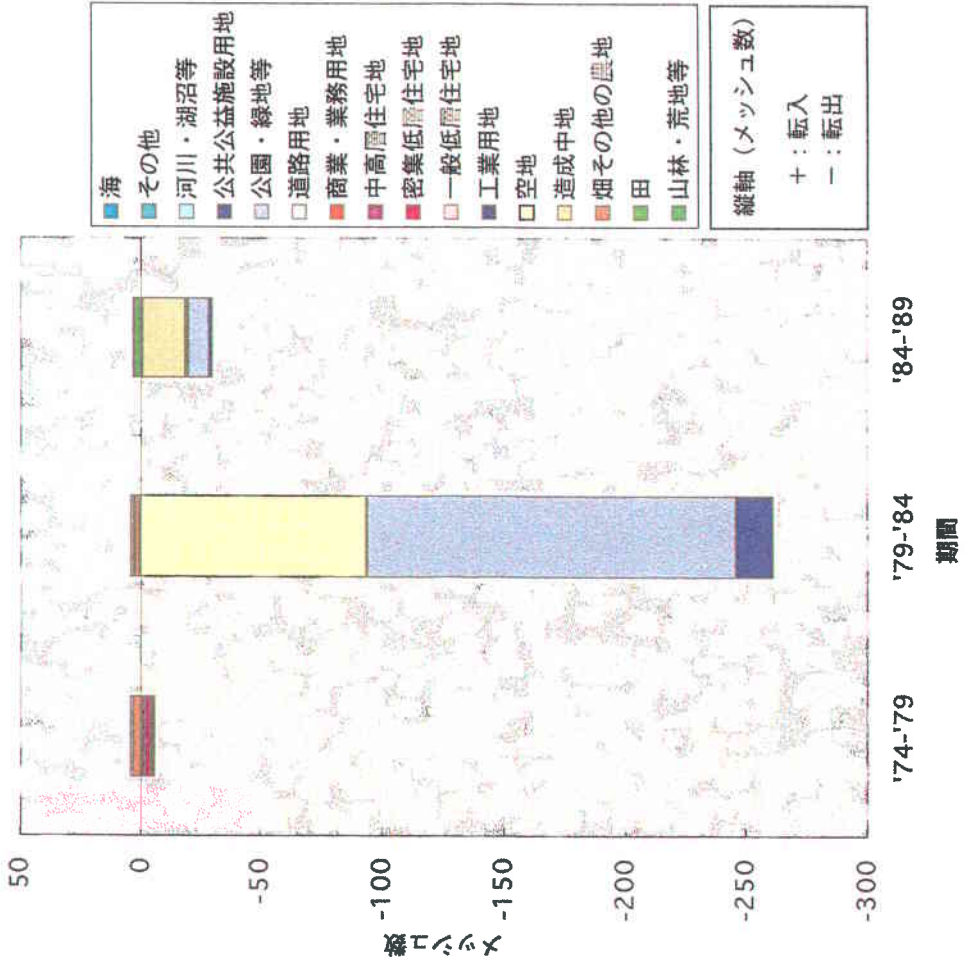


図4-15 土地利用類型の変化の収支(その他)

表5 1979-1984年に造成中地から空地に変化した
メッシュの1989年の状態

土地利用類型		山林起源	造成中地(海)起源	その他の起源	総数
山林・荒地等	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
田	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
畑その他の農地	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
造成中地	実数	7	4	0	11
	比率	14.29%	3.54%	0.00%	5.85%
空地	実数	30	71	23	124
	比率	61.22%	62.83%	88.46%	65.96%
工業用地	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
一般低層住宅地	実数	4	5	0	9
	比率	8.16%	4.42%	0.00%	4.79%
密集低層住宅地	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
中高層住宅地	実数	6	7	0	13
	比率	12.24%	6.19%	0.00%	6.91%
商業・業務用地	実数	0	19	1	20
	比率	0.00%	16.81%	3.85%	10.64%
道路用地	実数	1	1	0	2
	比率	2.04%	0.88%	0.00%	1.06%
公園・緑地等	実数	0	5	0	5
	比率	0.00%	4.42%	0.00%	2.66%
公共公益施設用地	実数	1	1	1	3
	比率	2.04%	0.88%	3.85%	1.60%
河川・湖沼等	実数	0	0	1	1
	比率	0.00%	0.00%	3.85%	0.53%
その他	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
海	実数	0	0	0	0
	比率	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
計	実数	49	113	26	188
	比率	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%

や中・高層住宅地などの住宅地系の土地利用へと変化した、海起源の造成中地(1974年以前に海から造成中地に変化していた)から変化した空地は1984-1989年に、主に商業・業務用地へと変化した。それゆえ、造成中地を通過する変化には、「山林・荒地等から造成中地・空地を経て住宅地系の土地利用(一般低層住宅地、中・高層住宅地)や公共公益施設用地へと変化する流れ」と「海から造成中地・空地を経て商業・業務用地や公共公益施設用地へと変化する流れ」の2つの大きな流れを認めることができる。なお、山林・荒地等起源の造成中地の2分の1~3分の2程度は5年以下で他の土地利用に変化するが、海起源の造成中地が他の土地利用に変化するには5年以上かかる場合が3分の2以上を占める。

第三は、畑・その他の農地も大きな転出量を示し、その主たる転出先は一般低層住宅地で、直接転出する割合が大きい（図4-3、図5-1～3）。既述のように、農地の転出は武蔵野台地中・西部におけるスプロールの宅地化によるものと多摩丘陵におけるミニ宅地開発によるものである。

変化量の小さいものでは相互に変化しあう場合もある。しかし、上述したように、変化量の大きいものでは一方向に変化している。変化系列の最終的な土地利用類型は一般低層住宅と公共公益施設用地を主とし、次いで、商業・業務用地や公園・緑地、中・高層住宅地が続く。こうした変化は従来から指摘されているように、「都市化による山林や農地の宅地化」と見ることができる。一方、1960年代以前の都市化の過程においては「工業用地の増加」が常識的な現象であった。しかし、1970年代以降においては、工業用地は空地や商業・業務用地、公共公益施設用地への転出にともなって面積が継続的に減少し（表2-1～3）、臨海部における埋立地においても、工業用地化はほとんど見られない（図4-16）。従来の都市化による土地利用変化の方向とは逆方向の変化を示し、従来の変化と質・量ともに異なる。すなわち、第四の土地利用変化の特徴として、1970年代以降の都市化における「脱工業化」を指摘できる。「脱工業化」は多摩川下流域の中小工場地域の一部で行われた再開発によるものである。

上記の4つの特徴は前項で見た土地利用類型ごとの収支における土地利用類型の内訳を考慮すると、以下の4つの土地利用変化の流れとして整理することができる。すなわち、①山林宅地化系：丘陵地での宅地開発によって生ずる流れで、山林・荒地等を起源に造成中地や空地を経て一般低層住宅地や中・高層住宅地、公共公益施設用地へと変化する流れ、②農地宅地化系：郊外農地でのミニ開発やスプロールの宅地化によって生ずる流れで、畑その他の農地が一般低層住宅地や空地、商業・業務用地へ変化する流れ、③海商業用地化系：臨海部での開発によって生ずる流れで、海を起源にし、造成中地・空地を経て商業・業務用地や公共公益施設用地へと変化する流れ、および、④脱工業化系：工業用地の一部が空地や中・高層住宅地、商業・業務用地、公共公益施設用地へ変化する流れ、である。なお、「工業用地」や「河川・湖沼等」、「その他（防衛施設など）」などの土地利用類型の変化は量的には小さい。

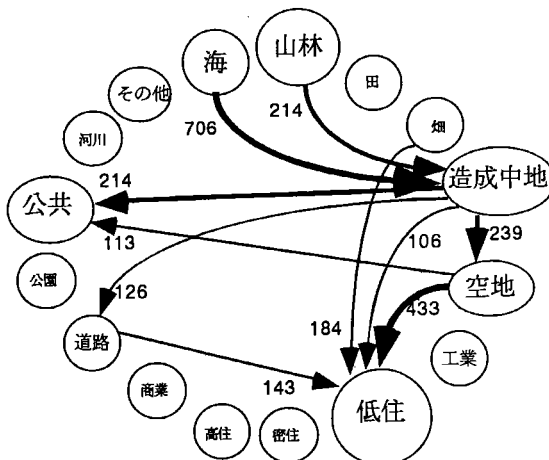


図5-1 土地利用変化の流れ
(1974~1979)

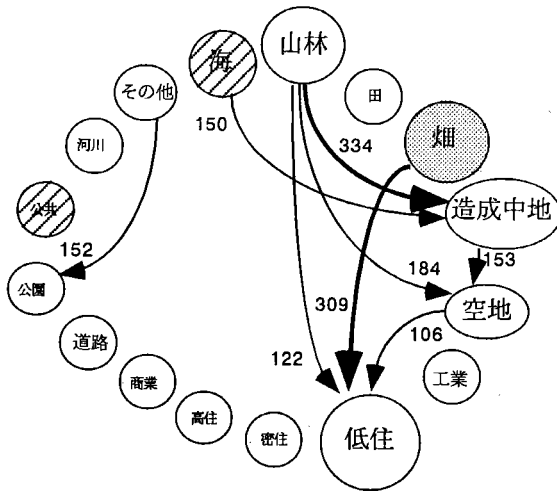


図 5 - 2 土地利用変化の流れ
(1979~1984)

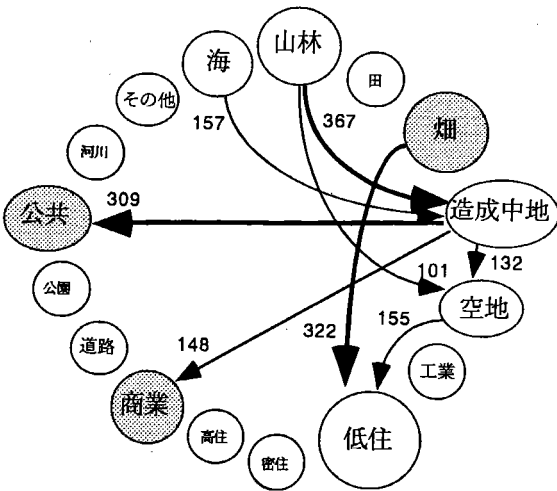
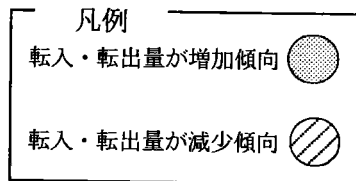


図 5 - 3 土地利用変化の流れ
(1984~1989)



註 各期間とも、ネットの変化量が
100以上のものを取り上げた。

4. 土地利用変化に基づく景観変化の把握

1) 各土地利用類型に対する景観タイプの定義

既述したように、土地利用類型は「土地に存在する事物の種類」をも示すから、それぞれ独自の景観を持っている。それぞれの土地利用類型に対する景観タイプの定義を表6に示した。土地利用類型ごとの事物の種類、形態、土地利用上の意味や機能、土地利用類型ごとに内包されている地形や動植物などの自然事物、家屋や道路などの人工事物、土地利用類型ごとに示唆される住民の生活形態、および、人々が受ける土地利用類型ごとの感じ方などを説明要素とした。表6は土地利用類型から景観タイプへの「読み替え表」としての性格を持つ。しかし、「造成中地」といっても、丘陵部の造成中地と臨海部のそれとでは景観が大きく異なる。また「畑・その他の農地」の中には野菜畑も果樹園も含まれるように、他の土地利用類型間の景観の違いの大きさから見て、景観上では分ける方が適切と考えられる土地利用形態が混在する土地利用類型もある。したがって、平等な分類基準の下で、既存の土地利用類型一つ一つに対して、1対1に対応する景観タイプを定義することは困難である。しかし、景観に関する広域的・面的で、かつ、経時的な資料としては、現在、土地利用情報が唯一の資料である。

一方、景観は、「検討対象とする地域の大きさに応じて、その地域における土地利用タイプの組み合わせや分布状態」によって決まり、地域の大きさは検討目的の内容や精度に応じて選択できる」という性質を持っている。そこで本研究では、土地利用類型と景観タイプの対応の不十分さが捨象される程度の空間スケールの区画を設定し、既述のように、「区画内の土地利用タイプの組み合わせ」によって特徴づけられる景観タイプを抽出することを試みた。そして、先に見た4つの土地利用変化の流れごとに、景観の遷移過程を検討した。表6に示した土地利用類型ごとの景観タイプの定義は、「土地利用タイプの組み合わせ」によって創出される景観タイプを理解する上での基礎的な情報となる。

2) 分析方法

a. 修正ウィーバー法による 1 km^2 区画の景観タイプの抽出とその経年変化

景観を検討する上での「単位区画の大きさ」には一定の基準はなく、検討内容の精度によって異なった大きさが用いられる。本研究では、(1)設定された区画内に土地利用タイプの組み合わせがあり、かつ、年次ごとに変化が見られるのが望ましいことから、10個以上の 100 m 土地利用メッシュが含まれること、しかし、(2)前章で明らかになった丘陵、台地中・西部、あるいは、臨海部などでの土地利用変化の動向に対応する景観変化の大局的な特徴を把握するために、それぞれの地域に設定される区画数が余りにも多くなならないこと、(3)一地点から一人の人間が見渡せる程度の大きさであること、および、(4)これまでの土地利用変化や人口分布の分析などでメッシュデータを用いた場合の区画の大きさに対する「慣れ」からくる理解のしやすさ、などを考慮して、区画の大きさを 1 km^2 とすることにした。

そこでまず、細密数値情報の 100 m 土地利用メッシュ図上に、南北および東西方向に

表6 土地利用類型ごとの景観の定義

土地利用類型	景観の定義
山林・荒地等	階層構造を持った植生（高木から草本まで）によって、閉鎖的な空間が形成されている。内部は日陰の湿った環境にあるため、畏敬の念あるいは嫌悪感を抱かせることもあるが、むしろ木材を生産したり、山菜・茸類を採集したりする場として認識されている。また、「森林浴」にみられるように、抱擁されるような安んずる感をも与えてくれる。多様な生物の姿が見られ、その鳴き声を聞くことができる。また落葉広葉樹林では、視覚的イメージが季節を通じて大きく変化する。
田	畦道によって囲まれた空間に水が灌えられ、稲が豊立している。湿ってはいけるが、ひなたの環境にあり、開放的な印象を与える。主食である「米」の生産の場であり、田植えから稲刈りまで、四季折々の労働の姿が見られる。また固有の生物（スズメ、カエル、バッタ、アメンボなど）の姿が見られ、その鳴き声を聞くことができる。
畑・その他の農地	耕されて適度な湿り気をもった畝に、木本や草本の農作物が植えられている。あるいは、一面の草地に家畜が放牧されている。植生が階層構造をもつことはまれで、開放的な印象を与える。「野菜・果物・食肉」の生産の場として、四季折々あるいは土地特有の作物が栽培されている。また固有の生物（カラス、ネズミ、チョウ、ハチなど）の姿が見られ、その鳴き声を聞くことができる。あたりに肥料や家畜のおいが漂うこともある。
造成中地	裸地が広がるなか、場合によっては破壊した建築物の残骸が散在し、ブルドーザーやショベルカーなどの土木作業用機械が作動している。搬出入の大型車両の出入りも多く、騒音公害となることもある。立入禁止であることがほとんどで生活上の接点に乏しい。
空地	立入禁止であることが多く生活上の接点に乏しいが、雑草が生え、多少の小動物が生息する。ゴミが放棄されて問題となることもある。
工業用地	金属製あるいはコンクリート製の大型建造物が立ち並び、太いパイプラインや送電線が張りめぐらされている。周囲とは高い柵や緩衝緑地によって遮蔽され、生活との接点に乏しいが、工場や搬出入車両による騒音・排水・排気などが公害問題となることもある。
一般低層住宅地	コンクリート塀や生垣に囲まれた空間に「三角屋根」の家が立ち、庭木が植えられている。自家用の駐車場や駐輪場があることが多く、ベット（特にイヌ）が飼われていることも多い。街路には電柱と電灯が立ち並び、朝夕の通勤・通学時には人や車の往来が多くなるが、日中は閑静なたたずまいをみせる。
密集低層住宅地	「三角屋根」の家が、コンクリート塀や生垣に囲まれた空間にすき間なく立ち、庭や駐車場はほとんど見られない。玄関が直接路地に面していることもある。狭い路地には電柱が立ち並び、車の往来が少ないため植木や自転車置き場が置かれていることも多い。朝夕の通勤・通学時には人の往来が多くなるが、日中は閑静なたたずまいをみせる。また、子供が遊ぶ姿や、老人がたたずむ姿も見られる。ネコをよく見かける。

土地利用類型	景観の定義
中・高層住宅地	直方体状でコンクリート製の建物が立ち並び、その壁面には各家々のガラス窓とベランダが格子状に並ぶ。共用の玄関や外階段が設けられており、駐車場や駐輪場、ゴミ捨て場などが共用で設置されていることも多い。底には植え込みや花壇があり、簡単な遊び場がある場合もある。街路には電灯が立ち並び、朝夕の通勤・通学時には人や車の往来が多くなるが、日中は閑静なたたずまいをみせる。
商業・業務用地	直方体状でコンクリート製の建物が立ち並び、その壁面にはガラス窓が格子状に並ぶ。街路に面して看板や広告、ショーウィンドーなどが見られる。屋上や地下に駐車場がある場合も多い。街路は広く歩車道分離となっており、街路樹も見られるが、往來する人や車の多い朝夕には、交通渋滞も見られる。
道路用地	幅員が広く歩車道分離となっており、大きな道路標識や電灯が目立つが、街路樹もよく見られる。車の交通量が多く速度も速いため、排気ガスの濃度が高い。
公園・緑地等	植生は階層構造（高木から草本まで）を持つが、密度が低くしかも管理・剪定がなされているため、半開放的な印象を与える。公衆トイレや水飲み場、ベンチ、遊具等が備えられていることが多い。鳥や虫など比較的多くの生物が見られ、その鳴き声を聞くこともできる。落葉広葉樹がある場合には、その視覚的イメージが季節を通じて大きく変化する。早朝や日暮れ時には、散歩やジョギングをする人々が見られる。休日にはスポーツや憩いの場となり、多くの人が訪れる。また、催し物が行われることもある。
その他の公共施設用地	通用門の中にコンクリート製の建物が建っている。広い駐車場や時計台、旗の掲揚台がある場合も多い。ふだんは物静かであるが、催し物があるときには多くの人で賑わう。
河川・湖沼等	堤防によって囲まれた空間に水面が広がり、開放的な印象を与える。岸辺には石や砂が堆積し、雑草が繁茂していることが多いが、コンクリート護岸で固められていることも少なくない。岸辺の遊歩道では、早朝や日暮れ時にジョギングや散歩をする人々が見られる。また、休日には釣りやキャンプをする人の姿も見られる。鳥や虫など比較的多くの生物が見られ、その鳴き声を聞くこともできる。しかし、汚濁が溜まって臭いが漂ったり、ゴミが放棄されているなど、衛生的に問題となる場所もある。
その他	柵や塀で囲まれ厳重に警備されることで、外部から隔離された空間となっており、生活上の接点に乏しい。飛行機による騒音が問題となることもある。
海	水面が水平線まで広がり、開放的な印象を与える。潮風が吹き、港の近くでは船の汽笛が聞こえる。漁業によって「水産物」を得る場でもあり、釣りや魚網による狩獲、あるいは生け簀での養殖をおこなう漁師の姿が見られる。

1km間隔のグリッドをかけ、1 km² の区画を設定する。設定された1 km² 区画のそれぞれには100個(10×10)の100m土地利用メッシュが含まれる。1 km² 区画数は多摩川中・下流域全体で617個であった。次に、この1 km² の区画ごとに、土地利用類型の構成比を用いた修正ウィーバー法を適用し、「土地利用類型の組み合わせパターン」を抽出し、それぞれを景観タイプとした(表7)。また、多摩川中・下流域全体の景観変化の動向を検討するため、1974、1979、1984、および、1989年のそれぞれの景観タイプの区画数を集計した(表7)。さらに、変化の大きい景観タイプについて、区画数の増減を集計し(表8)、主たる景観タイプについて、年次ごとの分布図(図6-1~4)を作成した。

b. 1 km² 区画における代表的土地利用変化の抽出と景観遷移系列の整理

1 km² 区画には100個の100m土地利用メッシュが存在し、それぞれが別個の土地利用変化をする。そこで、1 km² 区画における土地利用変化については、区画内の100mメッシュの土地利用変化パターンの中で、最も多く出現した変化パターンをもって、その区画の土地利用変化とした。例えば、1 km² 区画の100個の100mメッシュの内、土地利用が変化したメッシュが10個で、その内訳が、「山林・荒地等→造成中地」= 5、「空地→公共公益施設用地」= 3、「空地→一般低層住宅地」= 2であった場合、その区画の土地利用変化は最多変化である「山林・荒地等→造成中地」の変化によって代表させる。この作業を617個の1 km² 区画すべてについて行い、各区画の土地利用変化を抽出した。

一方前章で、①山林宅地化系、②農地宅地化系、③海商業用地化系、および、④脱工業化系という主要な4つの土地利用変化の流れを指摘した。上記の各区画の土地利用変化に基づき、上記の4つの流れに属する区画をそれぞれ集計した。上記の例に示した区画の場合は「山林宅地系」に属する区画と認定される。逆に、例えば、1 km² 区画の100個の100mメッシュの内、土地利用変化の生じたメッシュが10個で、その内訳が、「道路用地→造成中地」= 5、「山林・荒地等→造成中地」= 3、「空地→一般低層住宅地」= 2であった場合には、この区画の土地利用変化は最多変化の「道路用地→造成中地」の変化によって代表される。したがって、この区画は上記の①~④の変化の流れの中には含まれず、検討対象から除外される。

上記のように、一つの区画は一つの土地利用変化によって代表される。しかし、同じ土地利用変化があったからといって、100mメッシュの土地利用類型の組み合わせが同じになるとは限らない。区画ごとに土地利用類型の多様な組み合わせが見られ、したがって、多様な景観タイプが出現する。そこで、①から④の土地利用変化の流れごとに、区画の景観タイプがどの様に経年変化したかを事例(図7, 8, 9, 11, 12, 13, 15, 18)をあけて検討し、土地利用変化の流れごとの景観の遷移系列をまとめた(図10, 14, 16, 17)。

表7 景観タイプと年次別区画数

景観タイプ	1974	1979	1984	1989	景観タイプ	1974	1979	1984	1989	景観タイプ	1974	1979	1984	1989
河川	1	1	1	0	山林造成空地混在	2	2	2	0	多用途混在(水田系)	2	2	3	2
海	16	6	4	0	山林造成公園混在	0	0	0	1	多用途混在(造成系)	2	4	3	6
空地河川混在	1	0	0	0	山林造成高住混在	1	0	0	0	多用途混在(低住系)	79	83	93	118
空地公園河川混在	0	1	0	0	山林造成混在	5	4	6	4	多用途混在(道路系)	1	4	5	6
空地公共混在	0	2	1	1	山林造成低住混在	2	1	0	0	多用途混在(農地系)	23	17	16	14
空地工業公共混在	0	0	0	1	山林造成道路混在	1	0	0	0	多用途混在(防衛系)	1	2	2	2
空地工業混在	0	2	0	0	山林造成防衛混在	1	1	1	0	多用途混在(密住系)	2	2	3	3
空地工業低住混在	1	0	0	0	山林低住河川混在	3	5	3	4	低住河川混在	6	5	5	6
空地商業公共混在	0	0	1	0	山林低住公園混在	3	4	5	4	低住空地混在	1	0	0	0
空地低住河川混在	0	0	1	1	山林低住公共混在	0	2	4	6	低住公園河川混在	4	4	7	4
空地低住公共混在	0	0	1	0	山林低住高住混在	1	1	1	1	低住公園公共混在	0	1	1	1
空地低住道路混在	0	0	1	0	山林低住混在	14	18	19	19	低住公園混在	7	8	8	7
空地低住混在	3	2	0	0	山林低住道路混在	2	4	5	4	低住公共混在	13	13	13	12
空地防衛混在	1	1	1	0	山林農地空地混在	3	2	1	0	低住高住河川混在	0	0	1	0
公園	2	2	3	3	山林農地公園混在	1	0	0	0	低住高住混在	0	2	3	1
公園公共混在	0	1	1	0	山林農地公共混在	0	2	2	0	低住高住道路混在	0	1	0	1
公共河川海混在	1	1	1	2	山林農地工業混在	2	2	1	0	低住商業河川混在	1	1	1	2
公共河川混在	0	1	1	0	山林農地混在	12	6	4	2	低住商業公共混在	3	3	3	3
公共海混在	4	2	0	0	山林農地造成混在	0	1	1	2	低住商業混在	4	4	6	7
公共施設	7	6	6	8	山林農地低住混在	17	19	14	15	低住商業道路混在	6	7	7	6
公共防衛混在	2	2	2	2	山林農地道路混在	2	2	2	1	低住道路河川混在	1	1	1	0
工業	6	5	6	7	山林防衛混在	0	1	0	0	低住道路公園混在	1	1	1	1
工業河川混在	2	2	3	1	商業	0	0	0	2	低住道路混在	0	1	2	2
工業公園河川混在	1	1	1	1	商業公共混在	0	0	0	2	低住防衛混在	2	2	3	3
工業公園混在	3	3	1	3	商業道路公共混在	1	1	1	1	低住密住公園混在	0	1	2	2
工業公共海混在	0	0	0	1	商業道路混在	1	1	1	1	低住密住公共混在	0	0	1	1
工業公共混在	6	5	8	6	水田公園河川混在	1	1	0	0	低住密住高住混在	1	0	0	0
工業高住公園混在	0	0	1	1	水田空地河川混在	1	1	1	0	低住密住混在	1	2	1	1
工業高住混在	0	1	0	0	水田空地混在	1	0	0	0	低住密住道路混在	0	0	1	0
工業商業公共混在	0	1	2	1	水田空地道路混在	0	1	0	0	低住密住防衛混在	1	1	0	0
工業低住河川混在	0	1	2	2	水田低住河川混在	1	2	2	1	低層住宅	47	50	51	54
工業低住公共混在	4	5	3	2	水田農地低住混在	4	2	1	1	農地	8	7	4	2
工業低住混在	7	6	5	5	造成海混在	4	1	1	0	農地空地低住混在	8	4	6	1
工業低住道路混在	3	2	1	2	造成空地海混在	0	2	0	0	農地空地防衛混在	0	0	0	1
工業道路公共混在	1	2	1	1	造成空地公共混在	0	1	0	1	農地公園公共混在	0	0	0	1
工業密住混在	1	1	1	1	造成空地工業混在	0	0	1	0	農地公園混在	0	1	0	0
高住公共河川混在	1	1	0	0	造成空地混在	0	1	2	0	農地公共混在	0	0	1	1
山林	60	54	47	39	造成公共海混在	1	0	0	0	農地工業混在	2	2	2	2
山林河川混在	4	4	3	3	造成公共河川混在	0	0	1	0	農地工業低住混在	1	1	1	2
山林河川防衛混在	1	1	1	1	造成公共混在	3	2	3	2	農地工業密住混在	1	1	1	0
山林空地河川混在	1	0	0	0	造成工業公共混在	0	0	0	1	農地造成空地混在	1	0	0	0
山林空地工業混在	0	0	1	0	造成工業混在	0	0	0	1	農地造成低住混在	1	0	0	0
山林空地混在	1	0	0	1	造成商業混在	0	0	0	1	農地低住河川混在	5	5	3	2
山林空地低住混在	3	0	1	1	造成中地	2	9	9	9	農地低住公園混在	2	0	1	3
山林公園混在	3	2	2	1	造成低住混在	0	0	0	1	農地低住公共混在	13	14	14	10
山林公共混在	0	2	3	4	造成道路公共混在	0	0	1	0	農地低住高住混在	2	3	3	2
山林工業混在	1	0	0	0	多用途混在(河川系)	19	17	17	21	農地低住混在	29	39	45	42
山林高住公共混在	1	1	1	0	多用途混在(空地系)	3	0	2	3	農地低住商業混在	2	4	2	2
山林高住防衛混在	0	0	0	1	多用途混在(公園系)	6	6	7	6	農地低住道路混在	4	2	1	1
山林水田河川混在	1	1	1	1	多用途混在(公共系)	7	7	7	10	農地低住防衛混在	3	2	2	2
山林水田公園混在	0	0	0	1	多用途混在(工業系)	12	11	8	12	農地低住密住混在	1	1	1	2
山林水田空地混在	0	1	0	0	多用途混在(高住系)	0	1	3	4	農地防衛混在	4	5	4	3
山林水田低住混在	1	1	0	0	多用途混在(山林系)	17	13	13	14	農地密住公共混在	1	1	0	0
山林水田農地混在	1	1	1	0	多用途混在(商業系)	2	2	2	3	防衛	10	10	8	8

表8 変化が大きい景観タイプの区画変動数

継続的に増加する景観	累積変化数
* 多用途混在（低住系）	39
* 低層住宅	7
* 山林低住公共混在	6
多用途混在（道路系）	5
* 山林公共混在	4
* 多用途混在（高住系）	4
低住商業混在	3

継続的に減少する景観	累積変化数
* 山林	-21
* 海	-16
* 山林農地混在	-10
* 多用途混在（農地系）	-9
* 農地	-6
公共海混在	-4
造成海混在	-4
農地低住河川混在	-3
* 工業低住混在	-2
農地防衛混在	-2

増減・停滞のある景観	期間増加数	期間減少数	累積増減数
* 農地低住混在	16	-3	13
* 造成中地	7	0	7
* 山林低住混在	5	0	5
多用途混在（河川系）	4	-2	2
* 多用途混在（工業系）	4	-4	0
多用途混在（造成系）	5	-1	4
多用途混在（公共系）	3	0	3
低住公園河川混在	3	-3	0
多用途混在（山林系）	1	-4	-3
* 農地低住公共混在	1	-4	-3
* 山林農地低住混在	3	-5	-2
* 農地空地低住混在	2	-9	-7

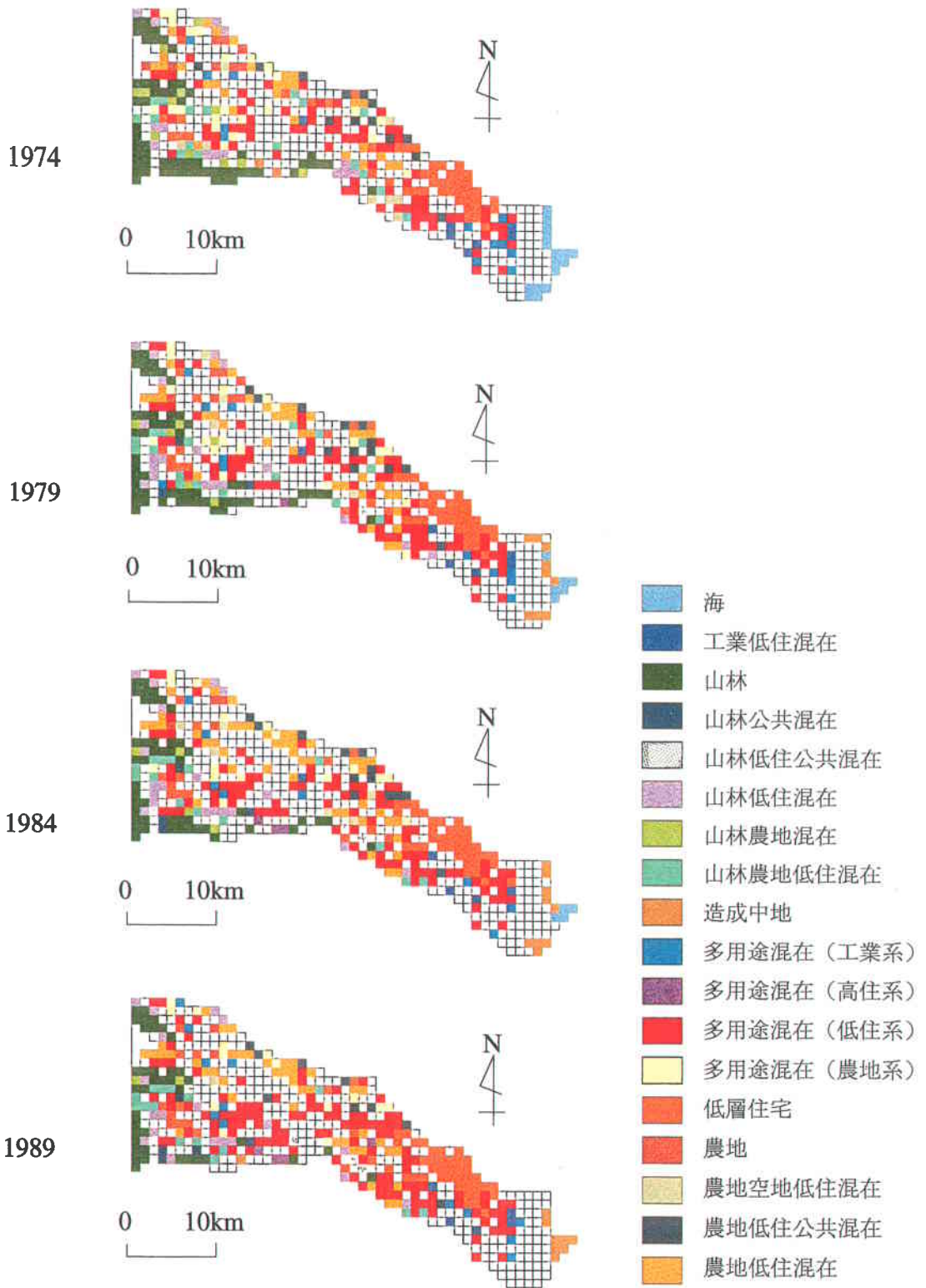


図6 変化の大きな景観タイプの年次別分布図

(6-1:1974年、6-2:1979年、6-3:1984年、6-4:1989年)

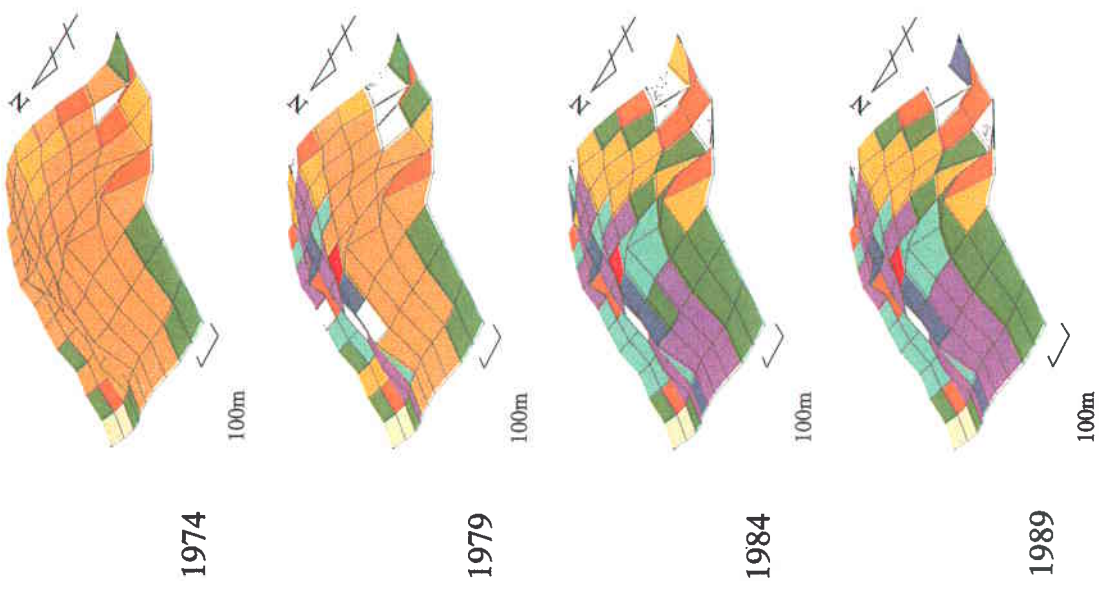
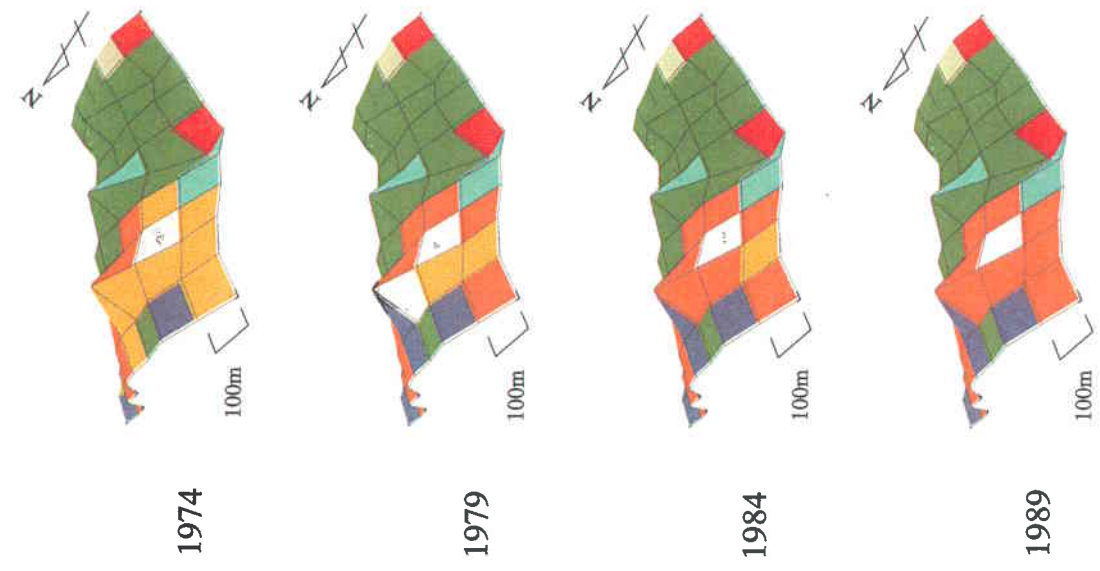


図7 山林の宅地化による景観遷移（山林景観起源のベッドタウン景観）

図8 山林の宅地化による景観遷移（ニュータウン景観）

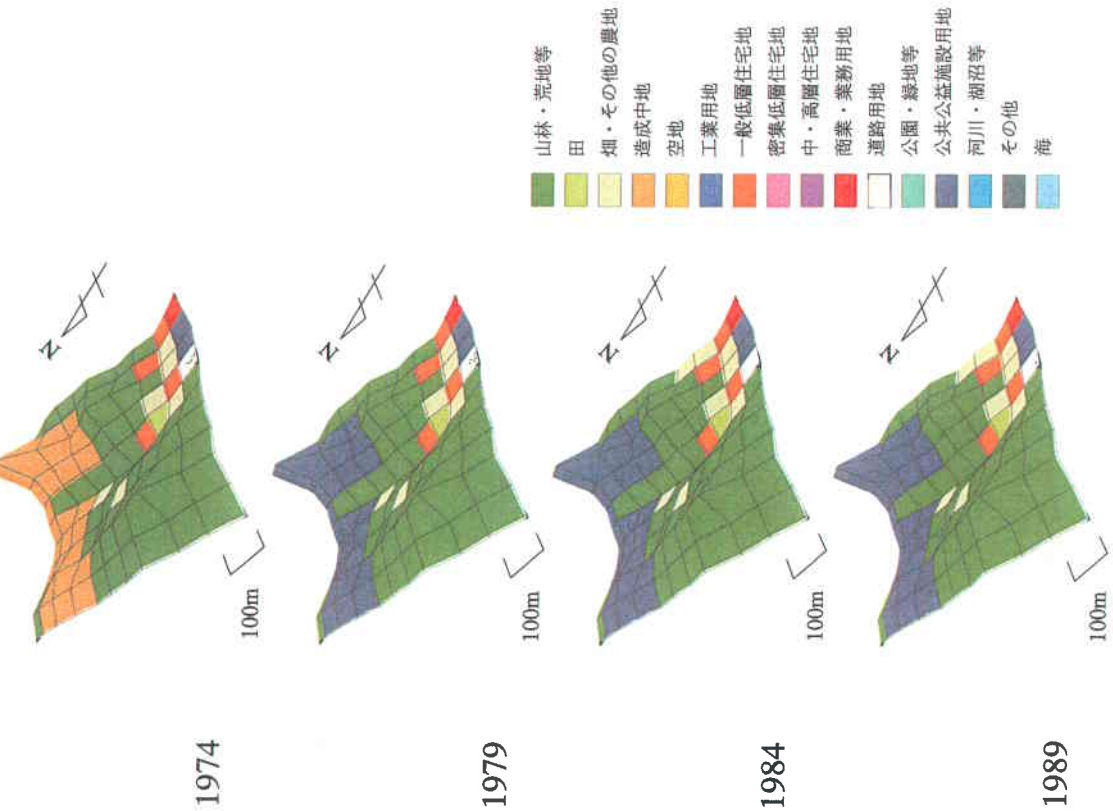


図9 山林の宅地化による景観遷移 (大学キャンパス景観)

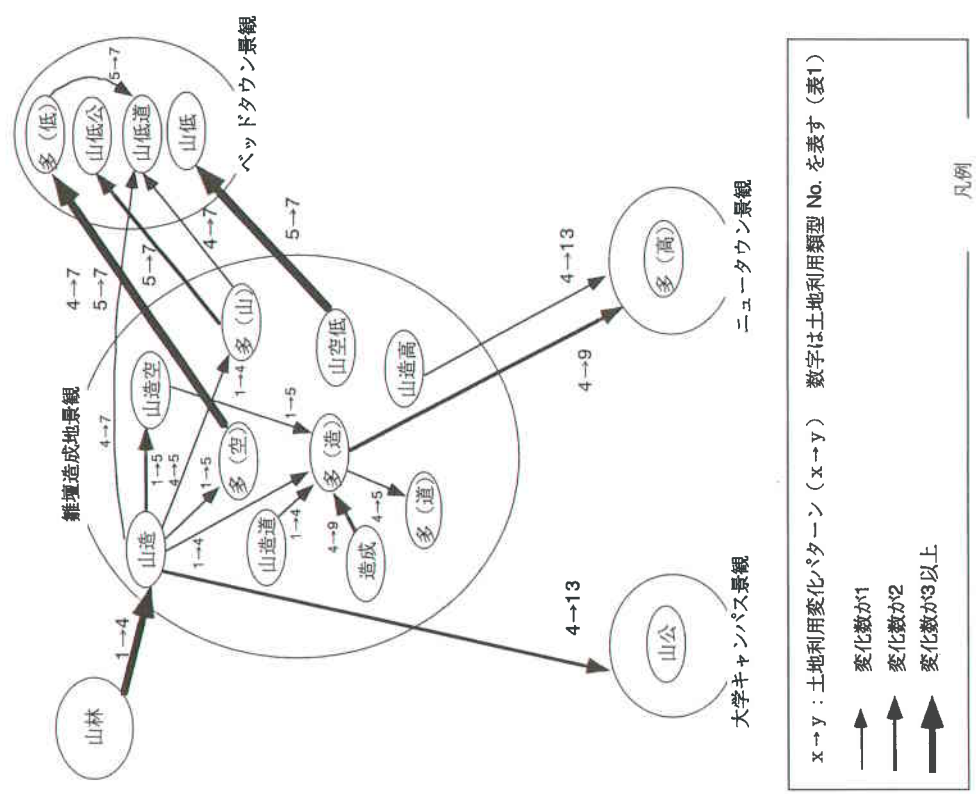


図10 山林宅地化系の土地利用変化における景観遷移系列

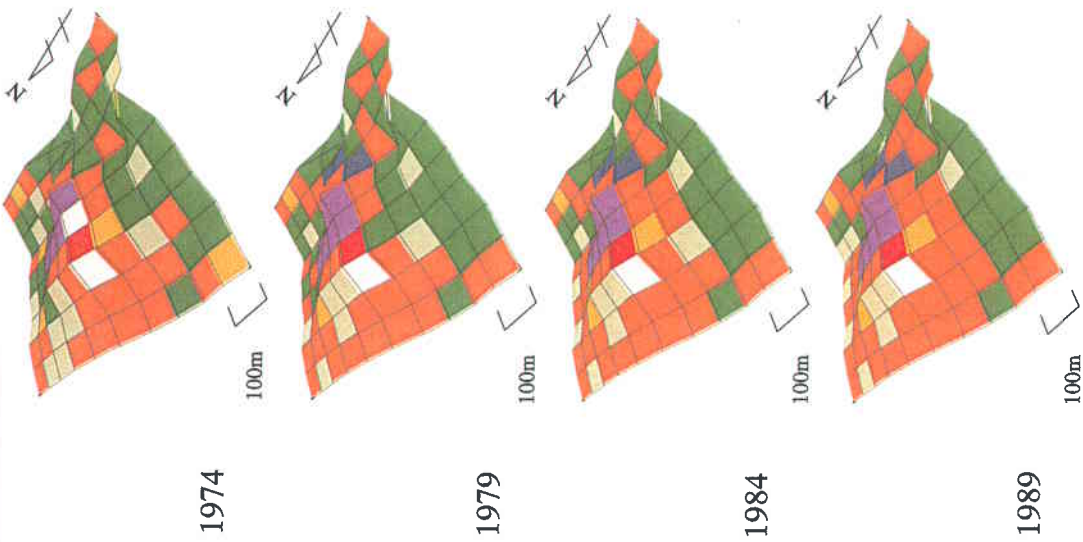


図11 農地の宅地化による景観遷移
(里山農林起源のベッドタウン景観)

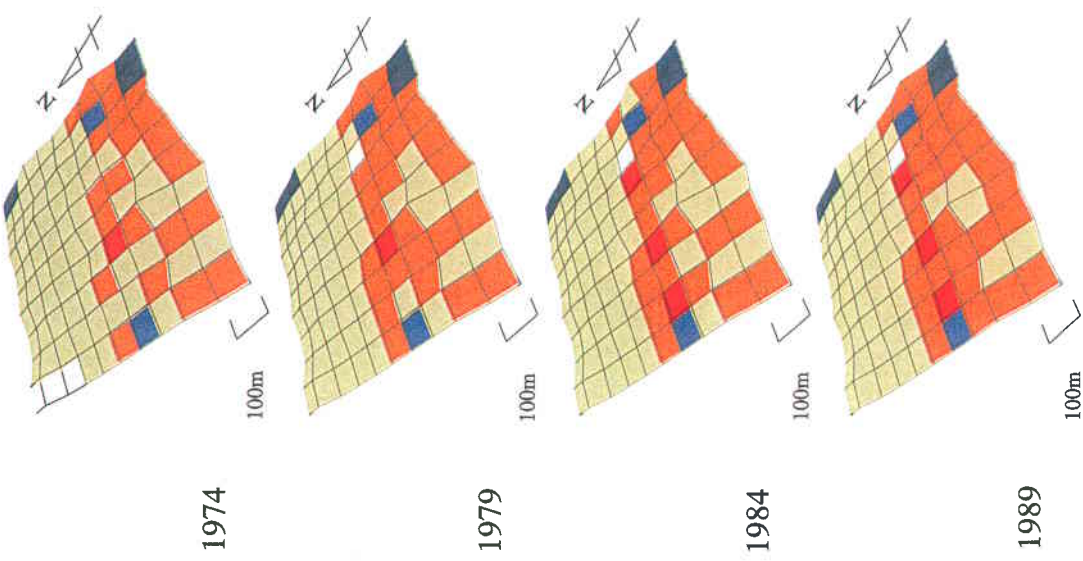


図12 農地の宅地化による景観遷移
(台地農村起源のベッドタウン景観)

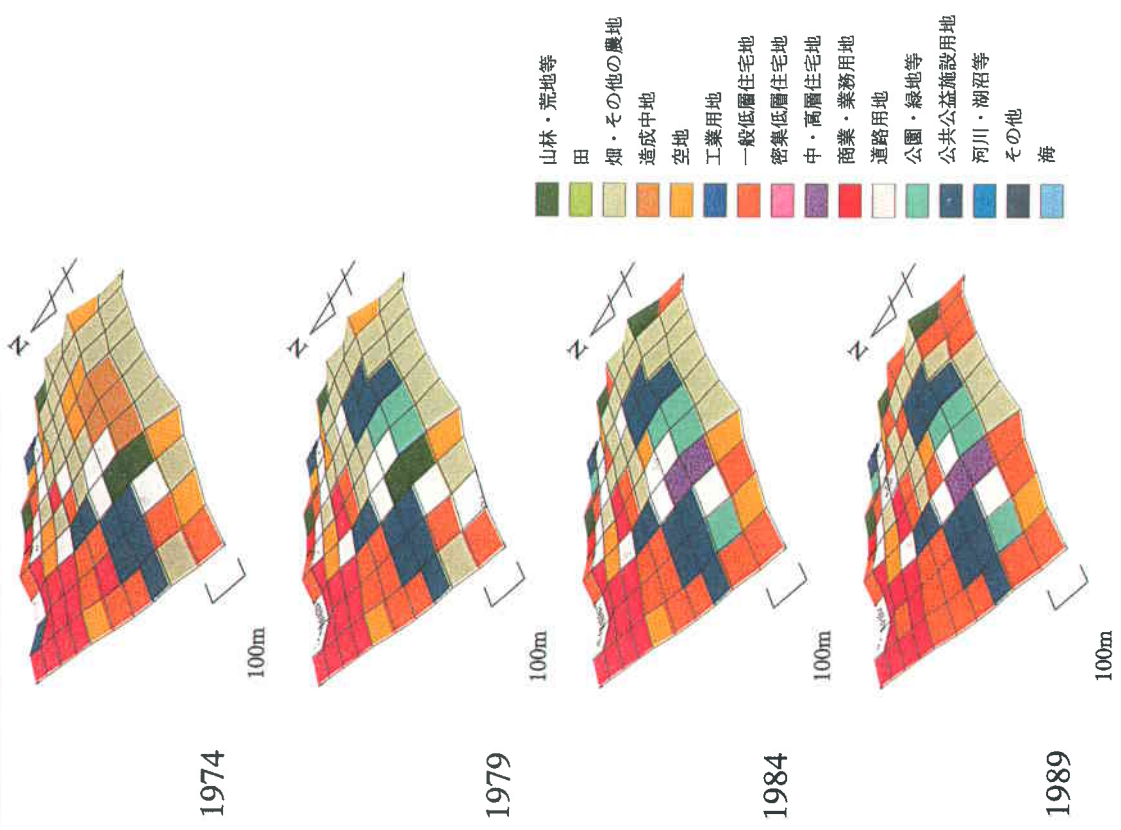


図13 農地の宅地化による景観遷移（スプロールの宅地化の終末段階）

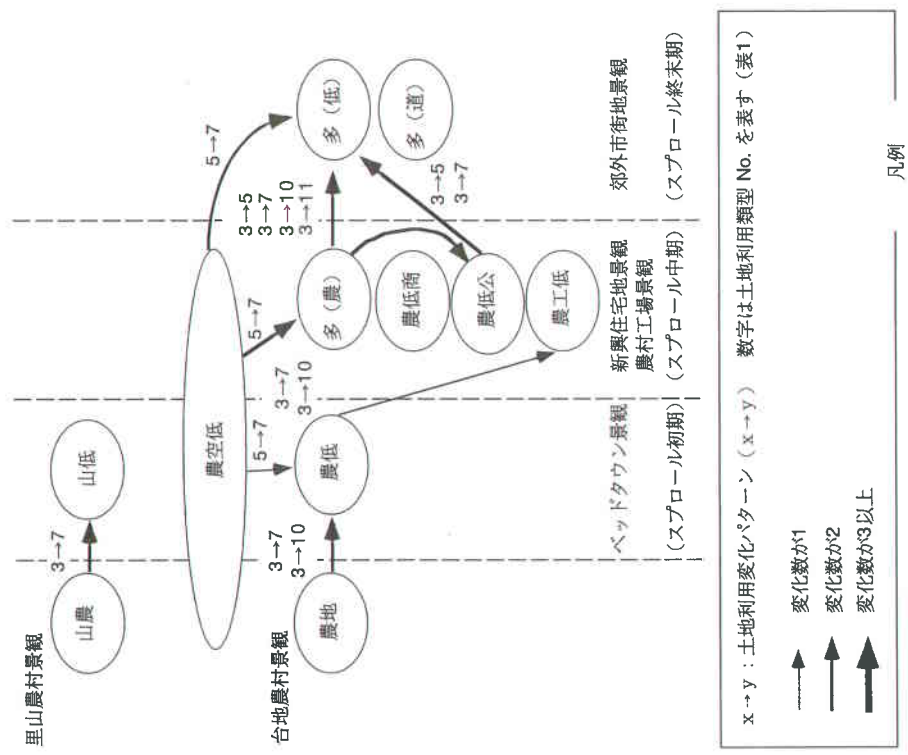


図14 農地宅地化系の土地利用変化における景観遷移系列

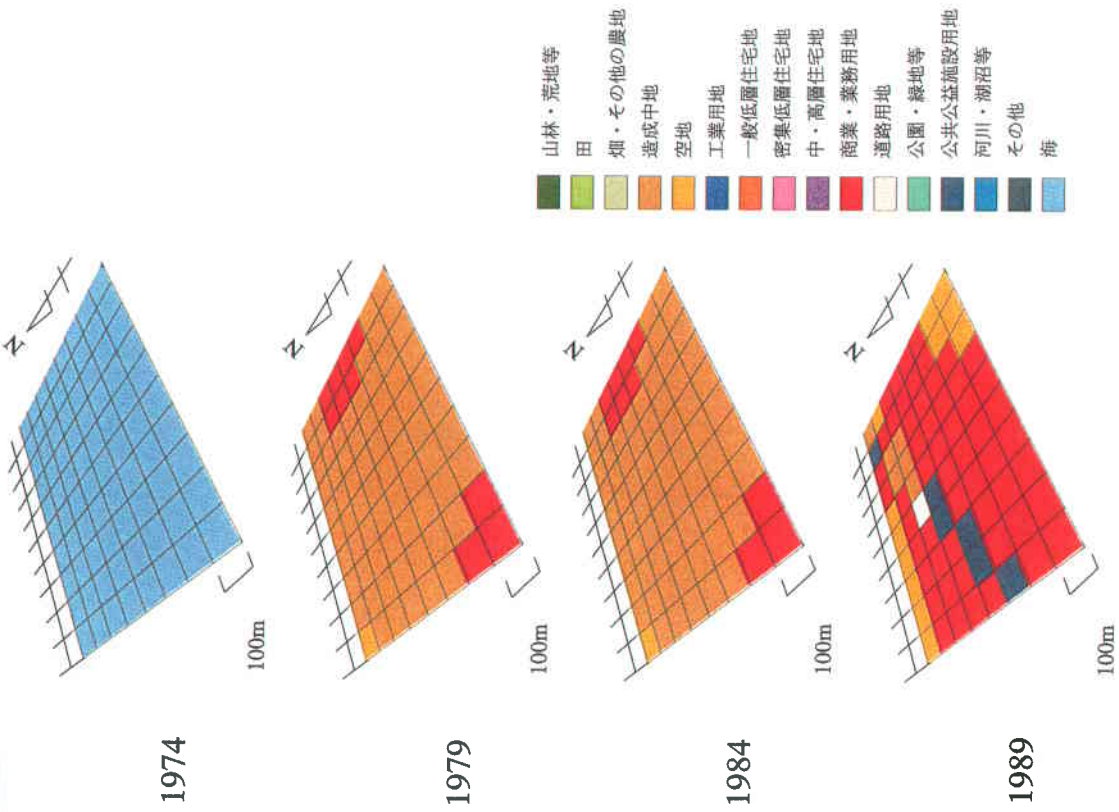


図15 海の埋め立てによる景観遷移

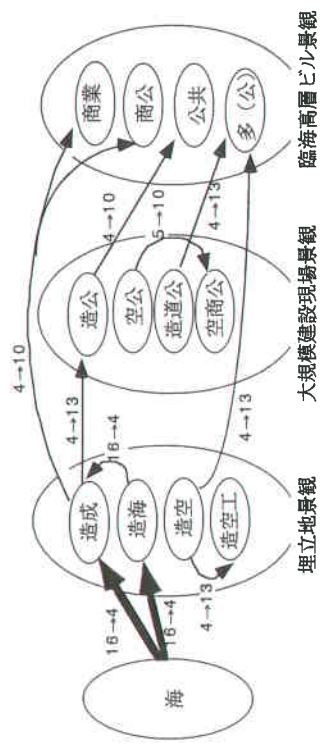


図16 海商業用地化系の土地利用変化における景観遷移系列

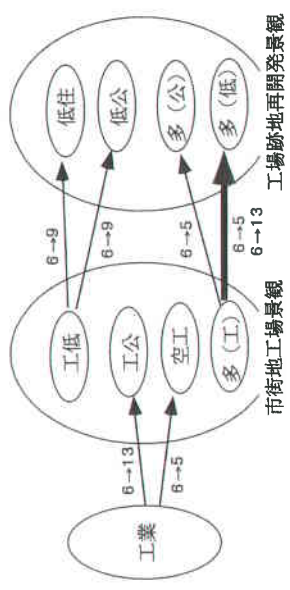


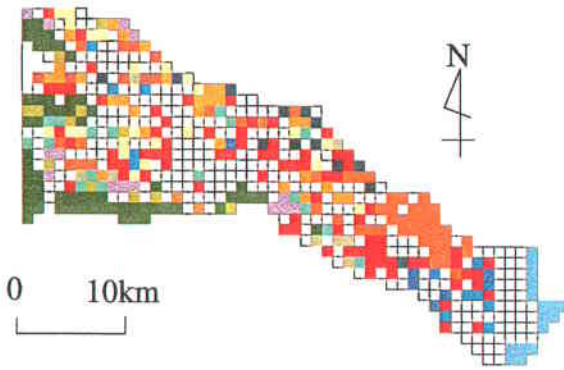
図17 脱工業化系の土地利用変化における景観遷移系列

x → y : 土地利用変化パターン (x → y) 数字と土地利用の対応は表1を参照

↑ 変化数が1
 ↑ 変化数が2
 ↑ 変化数が3以上

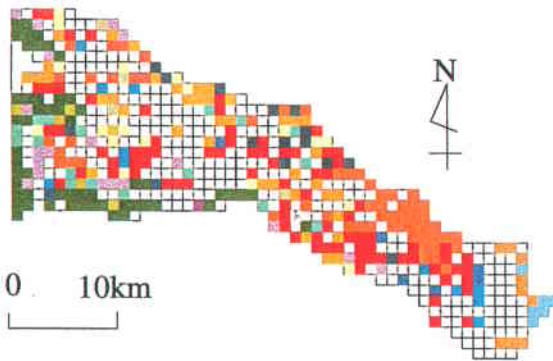
①

1974



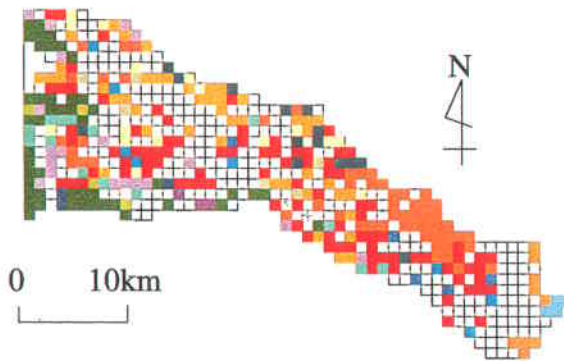
②

1979



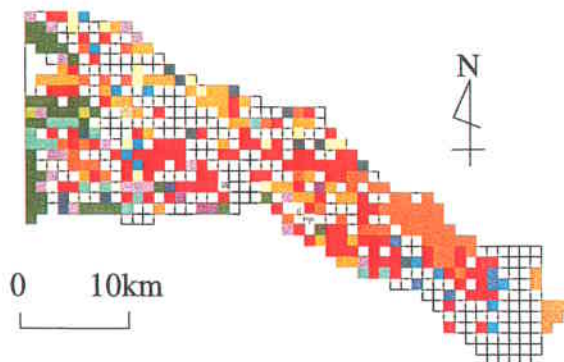
③

1984



④

1989










-  海
-  工業低住混在
-  山林
-  山林公共混在
-  山林低住公共混在
-  山林低住混在
-  山林農地混在
-  山林農地低住混在
-  造成中地
-  多用途混在(工業系)
-  多用途混在(高住系)
-  多用途混在(低住系)
-  多用途混在(農地系)
-  低層住宅
-  農地
-  農地空地低住混在
-  農地低住公共混在
-  農地低住混在

図18-1~4 変化の激しい景観タイプの空間分布図

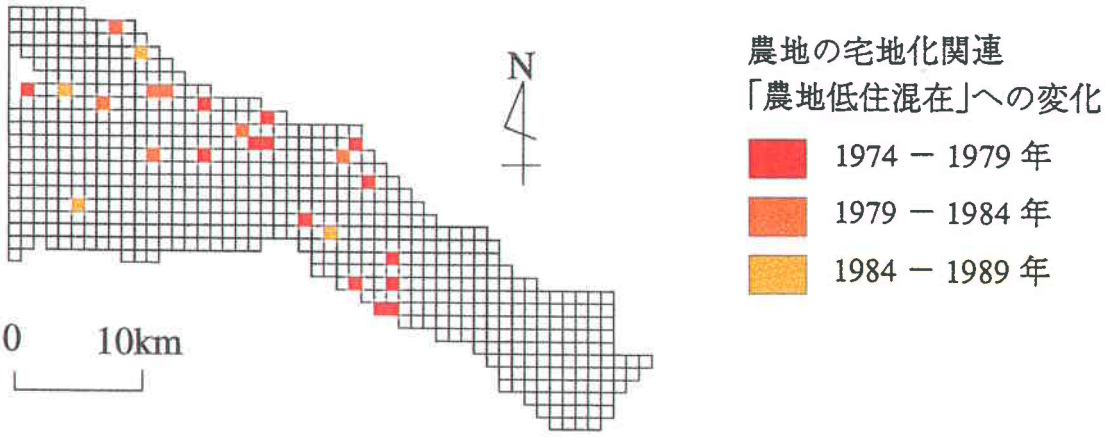


図19 農地低住混在景観の分布域の上流への拡大

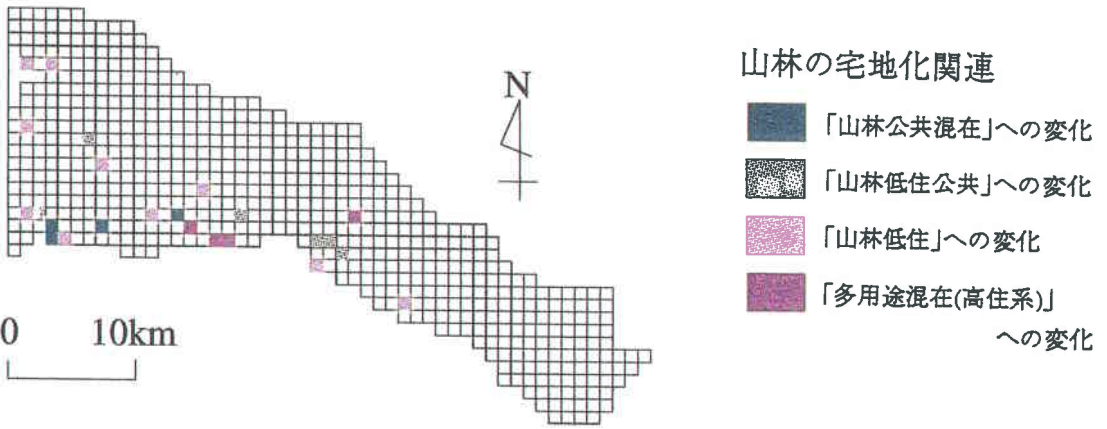


図20 「山林」景観から遷移した景観の分布

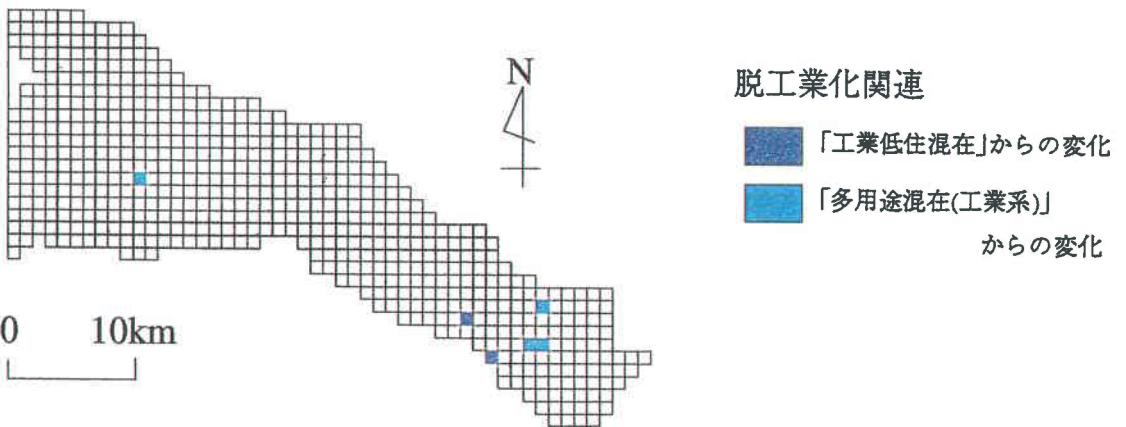


図21 脱工業化によって遷移した景観の分布

3) 結果と考察

a. 1km² 区画の景観タイプとその区画数の経年変化

「土地利用類型の組み合わせ」に基づいて 108個の景観タイプが抽出された。1974、1979、1984、および、1989年の景観タイプごとの区画数は表 7のようになる。

なお、土地利用類型の組み合わせパターンの表示は、組み合わせ類型数が3以下の場合はその内訳を明記したが、4以上の場合はすべて「多用途混在」とし、構成比率第1位の土地利用類型を()で括って付記した。また土地利用類型の名称の表示には以下のような略称を用いた。

「山林・荒地等」	→「山林」
「畑その他の農地」	→「農地」
「造成中地」	→「造成」(構成数が 2以上の場合)
「工業用地」	→「工業」
「一般低層住宅地」	→「低層住宅」、「低住」(構成数が 2以上の場合)
「密集低層住宅地」	→「密住」
「中・高層住宅地」	→「高層住宅」、「高住」(構成数が 2以上の場合)
「商業・業務用地」	→「商業」
「道路用地」	→「道路」
「公園・緑地等」	→「公園」
「公共公益施設用地」	→「公共施設」、「公共」(構成数が 2以上の場合)
「河川・湖沼等」	→「河川」
「その他」	→「防衛」

表7において、いずれかの年次に10個以上の区画数を示す景観タイプは、「海」、「山林」、「山林低住混在」、「山林農地混在」、「山林農地低住混在」、「多用途混在(河川系)」、「多用途混在(公共系)」、「多用途混在(工業系)」、「多用途混在(山林系)」、「多用途混在(低住系)」、「多用途混在(農地系)」、「低住公共混在」、「低層住宅」、「農地低住公共混在」、「農地低住混在」、および、「防衛」の16タイプである。これらは多摩川中・下流域に卓越する景観タイプとすることができ。この内、「海」や「山林」、「山林農地混在」、「多用途混在(農地系)」は継続的かつ大幅に減少し、「多用途混在(低住系)」や「低層住宅」、「農地低住混在」は大幅な増加を示す。「山林低住混在」や「多用途混在(公共系)」は増加傾向を、「多用途混在(山林系)」や「農地低住公共混在」は減少傾向を示し、「山林農地低住混在」や「多用途混在(工業系)」も減少傾向を示している。残りの「多用途混在(河川系)」や「低住公共混在」、「防衛」は変化が小さい。

区画数が10未満 5以上の景観タイプの中では、「公共施設」や「工業」、「工業公共混在」、「工業低住混在」、「山林造成混在」、「造成中地」、「多用途混在(公園系)」、「低住河川混在」、「低住公園混在」、「低住商業混在」、「低住商業道路混在」、「農地」、「農地空地低住混在」などの景観タイプが目につく。この内、「工業低住混在」や「農地」、「農地空地低住混在」は減少し、「造成中地」や「低

住商業混在」は増加する。「公共施設」や「工業」、「工業公共混在」、「多用途混在(公園系)」、「低住公園混在」など残りの景観タイプは変化が小さい。

これらの景観タイプの増減は、それを構成する土地利用類型からもわかるように、第3章で指摘した4つの土地利用変化の流れを反映している。すなわち、「山林」や「山林農地混在」などの山林関連の景観タイプの減少は①山林宅地化系の流れに対応し、「農地」や「多用途混在(農地系)」などの農地関連の景観タイプの減少は②農地宅地化系の流れに対応し、それぞれに対応する宅地関連の景観タイプが増加している。「海」の減少は③海商業用地化系の流れを、また、「多用途混在(工業系)」や「工業低住混在」の減少は④脱工業化系の流れを反映している。

一方、変化の小さい土地利用類型に対応して、変化の小さい景観タイプもある。すなわち、「工業」や「工業公共混在」によって示される「大規模工業地景観」、「公共施設」や「低住公共混在」、「多用途混在(公園系)」によって示される「公共施設景観」、および、「防衛」によって示される「防衛施設景観」は変化が小さい。これも多摩川中・下流域における景観変化の一つの特徴と言えよう。

b. 1 km² 区画の景観タイプの分布の経年変化

表7の1974-1989の15年間における区画数の変化から抽出された「変化の大きな景観タイプ」は表8のようになり、その内、上記の①～④の土地利用変化の流れに関係する景観タイプ(※印がついたもの)の年次ごとの分布は図6-1～4のようになる。

景観タイプの中で増加数が最も多い「多用途混在(低住系)」(+39区画)は1974年(図6-1)には、分布の集中する地域が目黒区や世田谷区付近の「低層住宅」を包囲する形で、大きく3つの地域に分かれていた。第一は「低層住宅」の集中地域から南西寄り、多摩川を挟んだ対岸の川崎市高津区周辺、第二は「低層住宅」から北西寄りの調布市から府中市にかけての地域、第三はさらに西寄りの多摩川右岸の日野市周辺である。これらの分布域は年次を経るにつれてそれぞれ拡大し、相互に連結してきた(図6-3→4)。一方、「低層住宅」の集中地域の南東の大田区周辺では、「多用途混在(工業系)」が減少し、かわって、新たに「多用途混在(低住系)」の集中地域が形成された(図6-1～2)。すなわち、「多用途混在(低住系)」の景観タイプは、農地宅地化系と脱工業化系の2つの土地利用変化の流れの中で分布を拡大していったと言える。さらに、増減があるものの、累積増加数の多い「農地低住混在」(+16区画、-3区画、ネット+13区画)は調布市や府中市以西の武蔵野台地で「農地」を吸収しながら分布を拡大しており(図6-2→3)、これも農地宅地化系の土地利用変化の流れを反映している。

景観タイプの中で減少数の多い「山林」(-21区画)は、多摩丘陵において「低層住宅」や「山林公共混在」へ、「海」(-16区画)は臨海部において「造成中地」へと変化しており、それぞれ山林宅地化系および海商業用地化系の土地利用変化の流れの中で生じたと判断される。

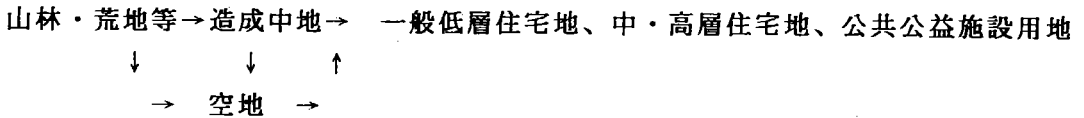
以上のように、増減の大きな景観タイプの変化はいずれも土地利用変化の大きな流れの中で生じ、それぞれ特徴的な地域分布を示している。以下では①～④の各土地利

用変化の流れごとに、それらがもたらした景観変化とその結果作りだされた景観の特徴を事例を見ながら検討してみる。

c. 各土地利用変化の流れがもたらした景観変化

①山林宅地化系土地利用変化がもたらした景観変化

山林宅地化系の土地利用変化の流れは、以下のように図式化される。



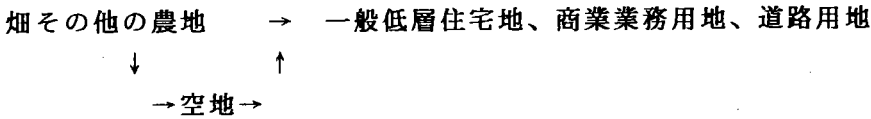
この土地利用変化の流れによって生じた景観変化は、3つの遷移系列に分けられる。第一は、先ず、一面に樹木が覆う「山林」景観の一部が造成中地に変化し、その後、造成工事の完了した空地の増加にともない、「山林造成空地混在」や「多用途混在（造成系）」をはじめとする雑壇状の造成地や空地が広がる「雑壇造成地景観」となる。さらに、それらの低層住宅地化によって「山林低住混在」や「山林低住公共混在」、「山林低住道路混在」景観になる（図7）。この景観群は丘陵地のベッドタウンの景観を示し、「ベッドタウン景観」と呼ぶことができよう。この遷移系列では大規模な造成工事が行われるのが特徴である。ただし、1974-1989年の15年間に減少した「山林」景観（-21区画）の中で、1989年までに実際にベッドタウン景観にまで達したものは少なく、「雑壇造成地景観」のままで留まっている割合が3分の2（14区画）を占めた。なお、後の②「農地宅地化系」のところで述べるように、ベッドタウン景観には、「山林農地混在」や「山林農地低住混在」景観群によって代表される「里山農村景観」から始まる系列も存在する。

第二は多摩ニュータウン開発によって生じた遷移系列である。この遷移系列では、多摩ニュータウン開発の計画決定が1965年であったこともあり、1974年の時点ですでに「造成中地」景観になっている区画が多い。ニュータウンは丘陵でのスプロール的なベッドタウン開発を防止するために計画されたもので（多摩の交通と都市形成史研究会、1995）、造成工事を終えた後、高層住宅を中心に、商業施設や公園などを含んだ事物が計画的に整然と配列する「多用途混在（高住系）」の景観が形成された。この景観を「ニュータウン景観」と呼ぶ。ニュータウン景観は中期（1979-1989年）以降に、ベッドタウン景観に代わって増加している（図8）。この場合も大規模な造成工事が行われるのが特徴である。

第三は、「山林」景観から「山林造成混在」景観を経て、「山林公共混在」景観が形成される遷移系列である（図9）。ここでは周囲を山に囲まれた緑豊かな大学キャンパスが作られており、「大学キャンパス景観」と呼ぶことができる。この場合も、造成工事が大規模に行われるのが特徴である。なお図9の南東部には、多摩丘陵で古から行われてきた垂直的土地利用の名残が見られる。以上の景観遷移系列をまとめると図10のようになる。

②農地宅地化系土地利用変化がもたらした景観変化

農地宅地化系の土地利用変化の流れは、以下のように図式化される。



この土地利用変化の流れによって引き起こされた景観変化は2つの遷移系列に分けられる。すなわち、「山林農地混在」や「山林農地低住混在」景観群によって代表される里山農村景観からベッドタウン景観が形成される遷移系列と、「農地」景観に代表される「台地農村景観」を起源とし、低層住宅地が形成されるスプロールの宅地化の初期段階から、農地率がさらに低下し住宅以外の都市的土地利用も見られるようになる中期段階を経て、様々な都市的利用が混在する景観へと変化する遷移系列である。

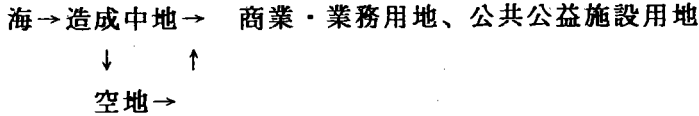
里山農村景観を起源とする場合は、集落周辺に農地や山林が分布する状態に始まり、それらの周辺農地や山林が売却されて低層住宅が建設されることで「山林低住混在」のベッドタウン景観に変化する。先の①山林宅地化系で述べたように、この「山林低住混在」景観は、15年間のうち初期(1974-1979年)に増加した景観で、比較的小規模な「ミニ開発」であるのが特徴である。図11には、1974-1979年に「山林農地低住混在」の里山農村景観から「山林低住混在」のベッドタウン景観への変化が見られた区画の一例を示した。図中の南向き斜面から東向き斜面にかけての変化がそれを表現している。

台地農村景観を起源とする遷移系列はさらに2つの遷移系列に細分される。一つは、「農地」景観から「農地空地低住混在」や「農地低住混在」景観に代表される「台地のベッドタウン景観」が形成され(図12)、それらの一部がさらに「農地工業低住混在」の景観へと変化する遷移系列である。第二は、スプロール初期の「農地空地低住混在」の台地のベッドタウン景観から、その中心部での商業用地化とによって形成された「多用途混在(農地系)」景観が出現するスプロール中期の段階を経て、農地や空地、造成中地が消滅していくスプロール終末期の「多用途混在(低住系)」景観へと変わる遷移系列である。図13はスプロールの宅地化の終末期段階を示す「多用途混在(農地系)」景観から「多用途混在(低住系)」景観への変化が見られた区画の例である。継続的に宅地化が進むなかで、1974-1979年にかけては空地や造成中地が公共施設や公園・緑地等に変化し、また、1984-1989年の変化によって、畑その他の農地は「面」としての広がりを持った。

上記の「農地工業低住混在」景観は「農村工場景観」、「多用途混在(農地系)」景観は「新興住宅地景観」と呼ぶことができ、ともに農地の中に工場や住宅が散在する景観を呈する。また、「多用途混在(低住系)」景観は、この場合「郊外市街地景観」と呼ぶことができる。以上の景観遷移系列をまとめると図14のようになる。

③海商業用地化系土地利用変化がもたらした景観変化

海商業用地化系の土地利用変化の流れは、以下のように図式化される。



ここでは先ず、水平線が広がる海や堤防、浜辺によって代表される‘海浜景観’は、100 ha以上の大規模な埋め立て工事により「造成中地」や「造成海混在」、「造成空地海混在」などの更地の広がる‘埋立地景観’となる。その後造成工事の完了した敷地から、公共施設や商業・業務施設が建設され、「造成公共混在」などの過渡的景観が出現する。この景観は整然とした区割りの中の工事中の建物などによって特徴付けられるので、‘大規模建設現場景観’とでも呼べよう。埋立地には、最終的には大規模施設の「公共施設」や「商業」、「多用途混在(公共系)」景観が形成される。多摩川河口の埋立地の中では羽田空港が大面積を占めるが、それ以外の埋立地には、高層ビルが立ち並んでいる。それゆえ、ここに形成される景観は‘臨海高層ビル景観’ということができよう。その一例を図15に示す。図15に見られるように、埋立地の景観遷移系列においては、土地利用変化の規模が大きく、しかも集塊的に進行していくのが特徴である。以上の景観遷移系列をまとめると、図16のようになる。なお、1974 - 1989年の15年間に減少した「海」景観(- 16区画)の内、1989年に最終段階の‘臨海高層ビル景観’にまで達したもの(4区画)は少なく、半数(8区画)が‘埋立地景観’のままであった。

④脱工業化系土地利用変化がもたらした景観変化

脱工業化系の土地利用変化の流れは、以下のように図式化される。

工業用地→空地、中高層住宅地、商業業務用地、公共公益施設用地

この土地利用変化の流れによってもたらされた景観遷移系列をまとめると図17のようになり、そこには2つの遷移系列を認められる。すなわち、第一は、「工業」景観から「工業公共混在」景観への遷移系列、第二は、すでに存在した「工業低住混在」や「工業低住公共混在」、「多用途混在(工業系)」景観から「低層住宅」や「低住公共混在」、「多用途混在(低住系)」景観への遷移系列である。1974-1989年の期間においては、両景観遷移とも同時に進行している。しかし、第3章の工業用地の土地利用変化(図4-6)で見たように、1974-1979年にはすでに、「工業用地」の一部は「商業・業務用地」、「中・高層住宅地」や「公共公益施設用地」、「一般低層住宅地」、「空地」などへ転出している。したがって、1974年時には、「工業」景観を起源とする「工業低住混在」や「工業低住公共混在」、あるいは、「多用途混在(工業系)」景観がすでに形成されていたと推察される。それゆえ、「工業」景観は「工業公共混在」や「工業低住混在」、「工業低住公共混在」、「多用途混在(工業系)」景観に遷移し、それらがさらに住宅地へ純化して、「多用途混在(低住系)」や「低層住宅」、「低住公共混在」景観へ遷移すると考えられる。

図18には、「多用途混在(工業系)」景観から「多用途混在(低住系)」景観へと

景観変化があった区画の例を示した。量的には一般低層住宅や商業・業務用地が多いが、1979年から1984年にかけての工業用地の公共用地化や中・高層住宅地化が目立っている。過渡的景観と位置づけられる「工業公共混在」や「工業低住混在」景観は市街地のなかに工場が存在するので、「市街地工場景観」と呼ぶことができる。この一連の景観遷移系列は工場跡地の再開発過程を意味し、最終的には、工場跡地に建設されたマンションや大型店舗、文化施設などによって特徴づけられる「工場跡地再開発景観」が形成される。

5. まとめ

本研究では景観環境学の立場から、土地利用変化を分析し、その結果に基づいて、多摩川中・下流域の景観の変化とその特徴を検討した。

まず、細密数値情報の100m土地利用メッシュデータを用いて、1974年以降の多摩川中・下流域の土地利用形態の変化を検討し、土地利用類型ごとに変化おける性格を把握した。すなわち、「山林・荒地等」、「田」、「畑その他の農地」、「海」は、「供給地としての土地利用類型」の性格を示し、「造成中地」や「空地」、「工業用地の一部」は、「過渡的に通過する土地利用類型」の性格を持つ。「一般低層住宅地」や「中・高層住宅地」、「商業・業務用地」、「公園・緑地等」、「公共公益施設用地」、「その他（防衛施設等）」は変化系列の「最終的な土地利用類型」と判断された。一方、「密集低層住宅地」は「最終的な土地利用類型」から「供給地としての土地利用類型」へと変化した。逆に、「河川・湖沼等」は「供給地としての土地利用類型」から「過渡的に通過する土地利用類型」へと性格を変え、さらに「最終的な土地利用類型」へと変化した。また、「道路用地」も「過渡的に通過する土地利用類型」から「最終的な土地利用類型」に変化した。

次に、上記の土地利用類型ごとの性格とそれらの変化量から、以下の4つの土地利用変化の流れを抽出した。すなわち、①山林宅地化系：丘陵地での宅地開発によって生ずる流れで、山林・荒地等を起源に造成中地や空地を経て一般低層住宅地や中・高層住宅地、公共公益施設用地へと変化する流れ、②農地宅地化系：郊外農地のミニ開発やスプロールの宅地化によって生ずる流れで、畑その他の農地が一般低層住宅地や空地、商業・業務用地へ変化する流れ、③海商業用地化系：臨海部での開発によって生ずる流れで、海を起源にし、造成中地・空地を経て商業・業務用地や公共公益施設用地へと変化する流れ、および、④脱工業化系：京浜工業地帯の中小工場地域において、工業用地の一部が空地や中・高層住宅地、商業・業務用地、公共公益施設用地へ変化する流れ、である。なお、「河川・湖沼等」や「その他（防衛施設など）」の土地利用類型の変化量は小さく、また「工業用地」も変化量そのものは小さかった。

最後に、1 km² 区画における土地利用類型の「組み合わせ」の性格とその変化から、景観の性格とその変遷を検討した。上記の土地利用の変化の流れに対応して、景観変化は以下のように、それぞれ独自の地域分布と特徴的な遷移系列を示した。

- ①山林景観→籬壇造成地景観→ベッドタウン景観、ニュータウン景観、大学キャンパス景観
- ②里山農村景観→ベッドタウン景観
台地農村景観→台地のベッドタウン景観→農村工場景観
↓
新興住宅地景観→郊外市街地景観
- ③海浜景観→埋立地景観→大規模建設現場景観→臨海高層ビル景観
- ④工業景観→市街地工場景観→工場跡地再開発景観

なお、「工業用地」や「河川・湖沼等」、「その他（防衛施設など）」などの変化の小さい土地利用類型が卓越する地域においては、「大規模工業地景観」や「公共施設景観」、「防衛施設景観」などが長期的に継続し、景観変化も小さかった。

以上のような景観の変化は、大局的には、丘陵部の山林や台地上の農地、あるいは、海という自然的土地利用が卓越した景観が、都心から郊外、あるいは、海に向かって拡大する住宅や商業を主とする都市景観に吸収され、多様化・細分化される変化として把握できる。そこでは、例えば、山林や農地などの広域的に単純で、自然的土地利用類型から構成される景観が減少し、代わって「山林・低層住宅地混在」や「農地・低層住宅地混在」景観などに代表される「自然的土地利用類型と住宅地」という対局にある土地利用類型の混在した景観が増加し、さらに、それに商業や公共公益施設が加わって、「多用途混在（低層住宅地が主）」景観に代表される多様で細分化された土地利用類型の混在した都市景観に変わっていく。また、海側においても、広域的に単純で、自然的土地利用類型の構成からなる海浜景観が商業や公共公益施設などから成る「多用途混在（公共公益施設が主）」景観という多様で細分化された都市景観に変化する。さらに、脱工業化によってもたらされた景観変化も、京浜工業地帯の「工業」や「工業・低層住宅地混在」景観という比較的には単純な景観が、「多用途混在（低層住宅地が主）」景観という多様化・細分化された景観へ再編されていく過程と見ることができる。

ところで、より良い景観とは人々が美しく感じ、快く感じ、ゆとりを感じ、かつ、事物の構造や形、配置が生態系の中で必然的・機能的と感ずる景観であろう。そしてそれは結果として、住民が「誇り」を感じずる景観であると思われる。そうした景観は、住民が地域との関わりを意識的に見つめ直し、日常的に景観との相互作用を行うことによって熟成されると考えられる。しかし、急激な都市化の過程では、景観が経済の論理のみによって変化させられ、住民はそれに追従する形での対応を迫られる場合が多い。また、都市的な消費社会においては、利便性のなかに生活が埋没し、景観そのものの「快適性」や「生態系の中での意義」は考慮の外に置かれがちである。そのような現状を打破し、生活の真の豊かさを実感するためには、住民自らが地域のあり方を提案し、景観の多様な価値を発掘し、それをまた享受するといった姿勢が大切になるものと思われる。

本研究では社会・経済動向を敏感に反映する土地利用の変化を分析することによって、景観変化とその特徴を把握した。こうした作業の積み重ねによって、景観変化の将来予測が可能になるものと思われる。しかし今回は、土地利用類型の組み合わせから抽出された個々の景観タイプの環境価値や景観変化が人々に与えた影響については吟味することができなかった。今後、景観環境学を進めるに当たっては、個々の土地利用類型が住民生活の中でどのような景観上の意味を持っているかを実証的に検討するとともに、土地利用変化によって新たに作りだされる景観タイプはどのような環境価値を産み出すか、景観の環境価値を高めるにはどうしたらよいかといった点の分析や考察が重要な課題になってくるとと思われる。

謝辞

本研究を進めるにあたり、東京大学大学院理学系研究科地理学教室の教官や院生からは、ゼミナールでの議論や日頃の意見交換の場において、適切なお助言をいただいた。財団法人日本自然保護協会の中井達郎氏をはじめとする本研究プロジェクトの研究分担者諸氏、東京大学農学生命科学研究科生産・環境生物学専攻の院生諸兄をはじめとする多くの方々から有益な意見をいただいた。これらお世話になった方々に深く感謝の意を表す。なお、本研究においては、建設省国土地理院の宅地利用動向調査の細密数値情報を使用した。

引用文献

- 阿部 一 (1990) 景観・場所・物語—現象学的景観研究に向けての試論—, 地理学評論、63-7、453-465.
- 大森博雄・阪口 豊(1979): 大栗川流域の地形改変の量的検討. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 2、37-42.
- Ohmori, H.(1993): Ecological and technical bases of landscape planning. Proceedings of the International Conference on Landscape Planning and Environmental Conservation, Organizing Committee of the International Conference on Landscape Planning and Environmental Conservation, The University of Tokyo, 111 - 122.
- オギュスタン・ベルグ著・篠田勝英訳(1991): 「日本の風景・西欧の景観、そして造景の時代」、講談社、190p.
- オギュスタン・ベルク著・篠田勝英訳 (1993): 「都市のコスモロジー」、講談社、236p.
- 久保幸夫 (1979): 多摩川流域の土地利用変化. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 2、43-52.
- 久保幸夫 (1981): 多摩川流域の土地利用変化. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 31、147-156.
- 国土庁編 (1990): 「首都圏白書 平成2年版」、大蔵省印刷局、164p.
- 越沢 明 (1991): 「東京都市計画物語」、日本経済評論社、292p.
- 阪口 豊(1981): 地形・地質. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 3、6-8.
- 阪口 豊・大森博雄(1981): 多摩川流域の地形・地質. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 3、29-51.
- 千田 稔 (1995): 景観学・風景学事典、私家版抄 Ver.1. 所報・環文研、第38号、2-7.
- 武内和彦・横張 真・井手 任 (1990): 「田園アメニティ論」、養賢堂、228p.
- 多摩の交通と都市形成史研究会編 (1995): 「多摩鉄道とまちづくりのあゆみ」、古今書院、240p.
- 中村和郎・手塚 章・石井英也 (1991): 「地域と景観(地理学講座第4巻)」、古今書院、204p.
- 日本地図センター編 (1992): 「数値地図ユーザーズガイド」、日本地図センター、494p.
- 門司正三(1981): 土地利用とその変遷. 環境科学研究報告集「多摩川およびその流域の生態系動態に及ぼす人間活動の影響」、No. 3、11-14.
- 矢嶋仁吉 (1954): 「武蔵野の集落」古今書院、224p.

東京近郊丘陵地における谷津田の減少

東京学芸大学 小泉 武栄

1. 研究の目的

かつて丘陵地・台地に数多く見られた谷津田は、都市化の進行と共に姿を消しつつある。これまで多摩川流域周辺の谷津田の変化と現状は十分に把握されていなかったが、今回の研究でその分布の変遷を明らかにする。

2. 調査地域の概要

調査地域は東京都多摩地域の丘陵地とする（一部、埼玉県所沢市、神奈川県川崎市、横浜市を含む）。

◎狭山丘陵

武蔵野台地の中に孤立した島のように残されている丘陵地である。高さ 190m から 90m と東方に低くなる。丘陵中心部に、狭山湖、多摩湖の貯水池がある。

◎草花丘陵

多摩川とその支流の秋川との間にあり、高度 350m から 200m を示す。

◎加住丘陵

多摩川とその支流の浅川との間にあり、八王子の北を北西から南東にのびる丘陵地で、高度 300m から 150m を示す。

◎多摩丘陵

八王子の南から東京湾沿岸の横浜市南部までつらなる丘陵地で、高度 220m から 80m を示す。

3. 調査方法

谷津田の時代ごとの分布数と分布地点を明らかにするために、25,000 分の 1 地形図（青梅、所沢、拝島、立川、八王子、武蔵府中、原町田）を用いて分布地点を抽出する調査を行う。この場合、抽出する谷津田は一次谷のみとした。そして、50,000 分の 1 地形図（青梅、八王子）に 1 地点 1 ドットでその分布を表す。

この調査を時代区分ごとに行う。時代区分の基準は、基本的には 5 年から 10 年ごとに区分するが、地図の発行年次との関係で以下のように区分した。

ステージ 1 : 1920 ~ 22 (大正 10 年 ~ 12 年)

ステージ 2 : 1929 ~ 35 (昭和 4 年 ~ 10 年)

ステージ 3 : 1952 ~ 58 (昭和 27 年 ~ 33 年)

ステージ 4 : 1968 ~ 70 (昭和 43 年 ~ 45 年)

ステージ 5 : 1974 ~ 81 (昭和 49 年 ~ 56 年)

ステージ 6 : 1988 (昭和 63 年)

4. 調査結果（図1～5、表1参照）

（1）狭山丘陵

宅地が22.4%、現存が20.4%と高い数値を示している。丘陵地全体では、周辺部に宅地が多く、東部の宅地化が顕著である。

（2）草花丘陵

ゴルフ場が21.1%と宅地の14.0%よりも高い数値を示している。丘陵地全体では、北部と南部に宅地が多い。

（3）加住丘陵

宅地が29.3%と高い数値をしめしている。またゴルフ場も17.2%と宅地の次に高い数値を示している。丘陵地全体でも、ゴルフ場が4箇所あり、谷地川周辺と八王子に近い南部に宅地が多い。

（4）多摩丘陵

宅地が45.7%と驚異的な数値を示している。その中の8割は62,500㎡以上改変された大規模な宅地である。また学校が7.3%（47件）と多く、そのうち10校の大学が立地している。

5. 考察

まず各丘陵地を概観してみると、

（1）狭山丘陵

武蔵野台地の中にある島のような丘陵地なので、丘陵地周辺は台地の開発の延長による消失が考えられる。また丘陵地内に2つの大きな貯水池があるため、利用できる土地がおのずから制約されてしまい、特徴的な消失パターンはみられなかった。

（2）草花丘陵

もともと丘陵地内へは、鉄道や幹線道路がなく、現在もこの状況は変わっていない。そのため宅地面積は少ない。しかし、秋留台地の宅地化が進むとともに、南部もその影響から宅地が増加している。また、1つの谷津全体を改変して日の出町廃棄処分場と西多摩霊園が建設されている。

（3）加住丘陵

八王子の市街地に近いため、宅地が増加しているが、丘陵地内に占めるゴルフ場の面積が広く、南部と東部に宅地は集中している。またゴルフ場は南加住丘陵の稜線部に集中しており、谷津を埋めるのではなく稜線を平坦化させている。

（4）多摩丘陵

最も開発が進み、宅地化が激しい丘陵地である。宅地化された所の8割近くが大規模な宅地造成で、谷津の一部を道路に利用するほかは稜線を平坦化し、その残土で谷津を埋め立て広く平坦面が作られている。大規模な宅地領域では全くといっていいほど等高線は無くなっている。

次に細部を含めた、消失の特徴、パターンについて考察してみる。谷津田が開発されやすい地形的特徴として、谷津の谷頭部に谷津田が八つ手状に集まりある程度のオープンスペースがあるところ、つまり複合谷津田があげられる。ここは特に大学の建設に当てられることが多い。具体的な例として、多摩丘陵西部の中央大学・東京薬科大学周辺があげられる。これらの大学は、稜線に平坦にするのではなく、オープンスペースを有効に利用するために、谷頭部の尾根をすべて切り取りスペースの拡大を図っている。

また、多摩ニュータウンなどの大規模なプロジェクトによる宅地化は、元々の谷津地形を残すことは少なく、ある一定の標高レベルで平坦面を造成し、丘陵地そのものが消失している。

一方単独の谷津田は、それ自体だけではあまり改変されていない。谷津を分岐する2次谷、3次谷を含めた改変によって消失しているところが多い。

表1 消失後の土地利用件数

	宅地	ゴルフ場	学校	他の作物 へ転用	現存	荒地	その他
狭山丘陵 〔49〕	11 (2)	5	4	1	10	3	15
草花丘陵 〔57〕	8 (2)	12	0	0	5	7	25
加住丘陵 〔57〕	17 (8)	10	3	0	6	5	17
多摩丘陵 〔645〕	295 (231)	15	47	22	101	72	93

(図1～5を作成時に使用した1/25,000地形図より作成)

〔 〕は最も多いときの分布数

()は62,500㎡以上改変された件数

狭山丘陵・・・学 校(早稲田大学3)

その他(ユネスコ村、西武球場、狭山湖2)

草花丘陵・・・その他(墓地3、日の出町廃棄物処分場3、工場2)

加住丘陵・・・学 校(創価大学2)

その他(墓地2、鉄道2、工場1)

多摩丘陵・・・学 校(拓殖大学2、法政大学3、東京工科大学1、国士舘大学3、大妻女子短期大学1、東京薬科大学3、中央大学8、帝京大学1、東京工業大学3、玉川大学3)

その他(墓地3、鉄道11、変電所2、TBS緑山スタジオ4、工場2)

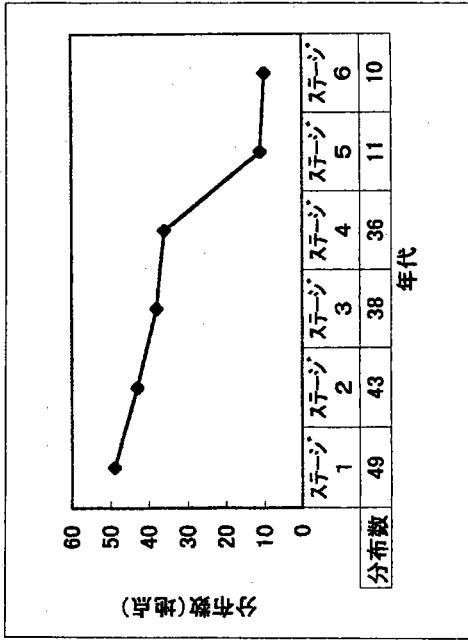


図1 狭山丘陵の谷津田の分布数

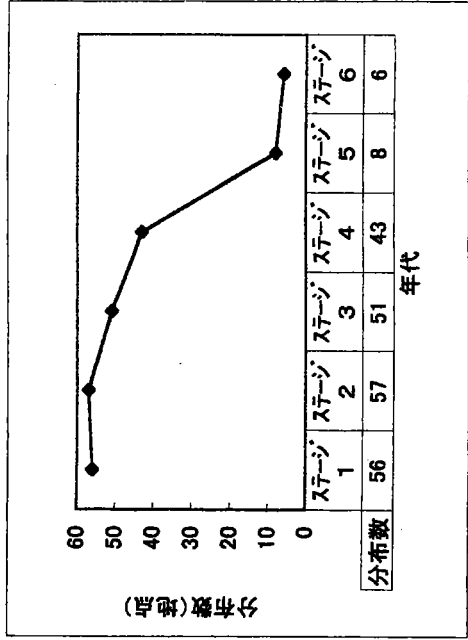


図2 草花丘陵の谷津田の分布数

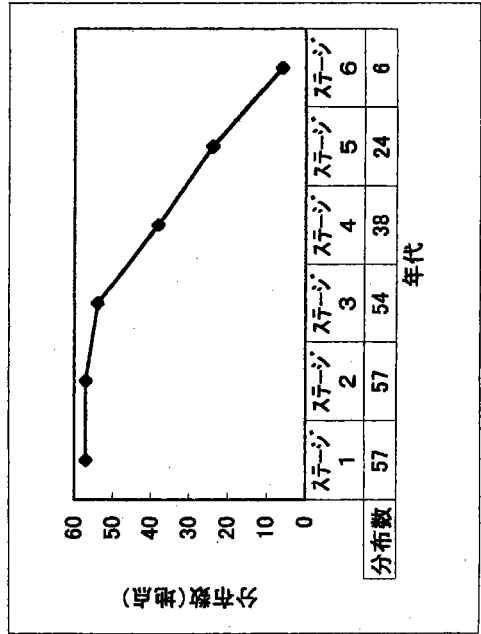


図3 加住丘陵の谷津田の分布数

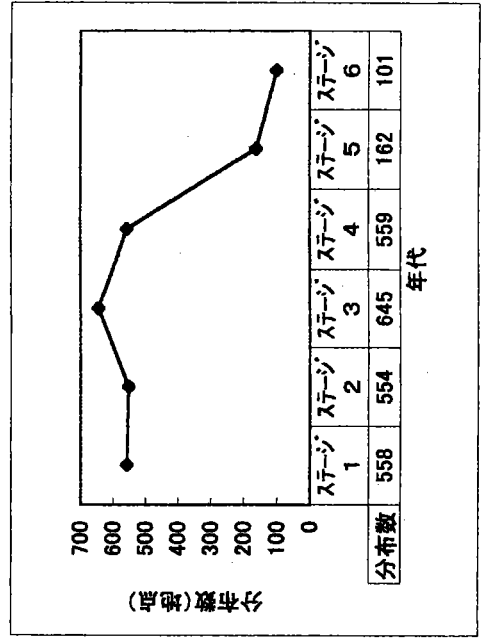
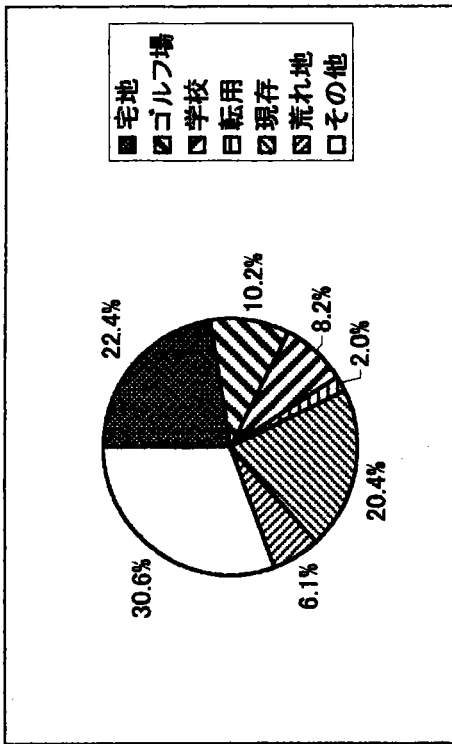
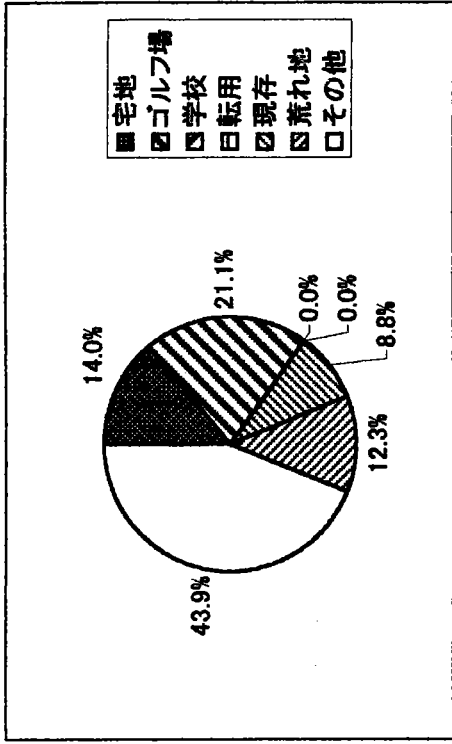


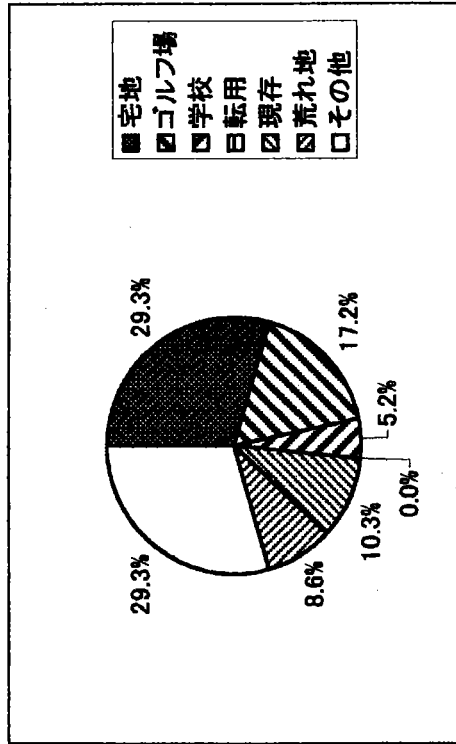
図4 多摩丘陵の谷津田の分布数



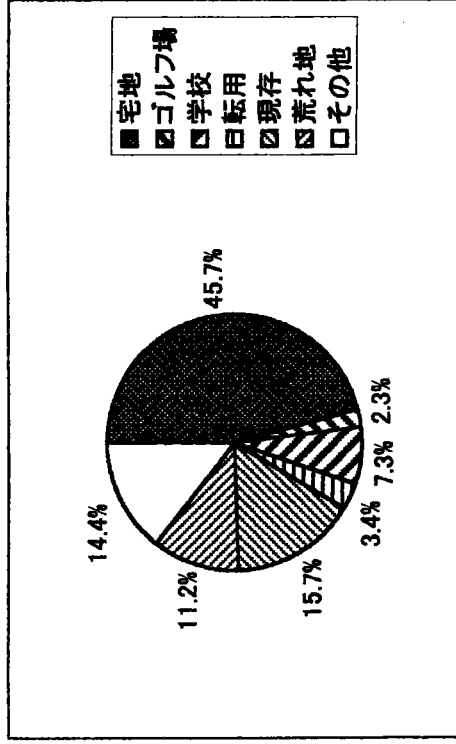
狭山丘陵



草花丘陵



加住丘陵



多摩丘陵

図5 丘陵地別の谷津田消失後の土地利用の割合

八王子市東部地区における土地利用状況及び 地下水水質の変化とその要因 -1980年代～1990年代-

井上 千晶*・小倉 紀雄

東京農工大学農学部

研究の背景

現在、日本国内ではリゾート開発やダム建設に伴う自然や社会環境の改変と言った問題が生じている。開発は地域の活性化という意味でキーワードでもあるが、その進み方によっては大規模な環境の改変を伴う諸刃の剣でもある。そして様々な環境問題は、もともと人間がいかにあるべきかという部分で、地域の自然・社会における問題の延長線上にあるとも考えられる。

本研究では都市化の進展と地域の変化に着目し、八王子市東部の越野・堀之内地区を研究対照地域とした。この地域は多摩ニュータウンの拡張に伴い地域の改変が進んでいる。本地域における開発の目的は、人口が集中、膨張し続ける東京圏における居住域の拡大にあると考えられる。かつて1980年代、当地域で調査が行われた時、堀之内地区は農業、畜産の盛んな都市近郊の農村地帯であった。しかし、現時点では堀之内東部地区には丘陵を貫き八王子市街と多摩ニュータウンをつなぐ主要道路が建設され、地域南部の丘陵では大面積にわたって宅地造成が行われその姿の変貌は大きい。今回の研究ではこの様な変化を続ける八王子市東部地区を対象に、土地利用状況と地下水水質の変化と関係について調査を行った。土地利用状況は地域における人間活動を反映する指標として、地下水水質はその活動の影響を受ける環境質の一つとして考えた。そしてこれらの新たなデータと1980年代の小倉のデータとの比較検討を行った。

地下水は縄文時代から人間の生活と密着したものであり、現在でも名水百選に選ばれるものが多いなど良質な環境資源である。しかし最近では、TCE等の有機塩素系溶剤による汚染や面源である硝酸態窒素による汚染等の問題が各地で生じている。越野・堀之内地区の場合、TCE等の明確な排出源はない。そのため地下水中の硝酸態窒素や無機成分に関してより注目される。本研究では、1980年代から1990年代における八王子市越野・堀之内地区の土地利用状況の変化と、地下水中の SO_4^{2-} や Cl^- 等の無機成分の変化との関係について考察を行った。

以下本研究の内容をまとめたII章は現在、学会誌MTRDに投稿中のものである。

1. 緒言

地下水は良質な環境資源として人間社会に密着し利用されてきた。しかし近年では、有機塩素系溶剤(トリクロロエチレン等)や硝酸態窒素による汚染等様々な環境問題に関わるものとなっている。特に硝酸態窒素は面源による汚染として、問題解決はより難しいものとなっている。現在、日本では水道水質基準法により $\text{NO}_3\text{-N}$ および $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の基準値は合計で 10mg/l と定められている。しかし水道水についての報告では、浅井戸、深井戸共に近年経年的な上昇傾向を示しており、特に深井戸での上昇傾向が大きいことも報告されている(国包ら、1995)。

地下水汚染に関する硝酸態窒素の問題は地域的なものとして大きく、都市域、農村地域の二つに分けられよう。都市域の場合、加藤ら(1982)は市川市における飲料用井戸の汚染について報告しており、また小倉・宇田川(1978)は青柳段丘における湧水中の硝酸塩について、土壌浸透した生活排水を起源として推定している。同様に吉田・小倉(1978)は野川湧水中の硝酸態窒素濃度の影響因子として生活雑排水の地下浸透や宅地化による森林の伐採を考えている。以上のように都市域における硝酸態窒素の起源としては主に生活雑排水の吸い込み、土壌浸透が注目されてきた。

これに対し農村地域では、柿沼・井内(1985)が、柑橘類に施される肥料が地下水水質に影響を及ぼすとした研究や、日本の代表的農業である水田と地下水水質の関係について、川島ら(1992)が夏期に地下水中に比較的高い濃度の $\text{NO}_3\text{-N}$ が観測されるのは田植え直前に施肥した窒素化合物が夏期に浅層地下水に達するためと推定した報告がある。また倉持ら(1994)は北海道の酪農地帯における地下水中の高濃度な硝酸態窒素は家畜の糞尿由来と考察した。この様に農村地域における硝酸態窒素の起源は、都市域とは異なり、農業活動に伴う過剰な施肥(小川、1994)が最も注目されている。アメリカでは、大規模な農地を抱えていることもあり、起源として化学肥料や家畜糞尿の施肥を重用視し、それらの施肥管理について研究したもの(Hall、1993)や飲料用地下水のデナトリフICATIONとそれを用いた硝酸態窒素汚染に対処するための研究(Bauder et al、1993)等もすすめられている。

以上の様な要因を考えると硝酸態窒素による地下水汚染は、都市域・農村域に関わらず様々な人為活動とそれらを反映する土地利用活動と深い関係があると考えられる。

土地利用活動と地下水水質の関係について言及した研究として、桜井(1975)は長野県千曲川中流部の浅井戸、湧泉 76 か所で調査を行い、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が井戸の立地条件により異なることを報告している。また檜山(1991)は、那須野原における地下水水質に空間的变化(地域差)が見られ、その原因として扇頂部における土地利用の差異、すなわち大規模な酪農場の有無と流下途中での水田からの灌漑用水による希釈等に原因があると報告している。この研究では更に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を用地利用と関係づけて都市からの汚染水の混入を推定している。また鶴巻(1992)は、浅層地下水の硝酸態窒素汚染について土地利用や、地目、作物との関係を扱い、林地原野<水田・畑>林地<水田・畑>集落の順で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が上昇すること、また作物との関係では畑、施設園芸、樹園地で、特に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高濃度であることや、窒素施肥区より家畜糞尿処理区の方が $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高いことを指摘している。Misztal ら(1992)はポーランド南部 *Leczynsko-Modawskie* 湖集水域を泥炭湿原、森林、農耕地、レクリエーション地域に区分し、農耕地セクターからの流入負荷量が最大であったと報告している。

NO₃-Nによる汚染に注目した研究の中で、永井(1990)は、地下水の無機汚染全般に注目し、SO₄²⁻、Ca²⁺、NO₃⁻といった無機成分が、硫酸や石灰などの農業資材や水田・畑作地帯、畜産糞尿の施用などと深い関係があると述べている。土地利用とそれに関わる人為活動を考える場合、NO₃-Nのみでなく各種の成分もそれらの指標となると考えられる。また土地利用と地下水水質との関係について言及した報告では、時代の変遷に伴う土地利用の変化と地下水水質との関係について報告した研究例はほとんど見られない。本研究では1992年から1994年の間、八王子市東部の越野・堀之内地区で調査を実施し、1983年の報告(小倉、1983)と比較検討を行った。そして、地下水水質と土地利用活動の変化を見ることにより、NO₃-Nとその他の水質成分の関連について考察を行った。

2. 調査地域の地形および地質の概要

多摩丘陵は多摩川と境川の間挟まれた標高100～200mの第三紀の丘陵で、表面は起伏に富んでいる。侵食谷は主谷と、主谷から多くの支谷を派生し、いわゆる谷戸を形成している。調査地域である八王子市東部、堀之内地区も大栗川支流寺沢川沿いの狭小な谷間の地域である。そして越野地区は堀之内地区との間に標高140m程の丘陵を挟んで、その南部に広がる地域である。

地域の地層層序としては、丘陵の頂部に多摩ローム層、その下部に御殿峠礫層、蓮光寺互層、三沢泥岩層、平山砂層などが見られる。この中で透水層と考えられるのは多摩ローム層、御殿峠礫層、平山砂層であり、平山砂層は中でも大量の水を貯留し滞水能も大きいと考えられる(丹下、1988)。

3. 試料及び方法

地下水試料の採水は、1992年6月～1994年8月の間、越野・堀之内地区の浅井戸7地点(最高地下水位地点16cm、最低地下水位地点12m)、地下水位の低いボーリング井(地下水位、約30から50m)3地点で行った(Fig.1)。また地下水水位の調査では、定期観測井以外に堀之内地区の浅井戸4カ所で調査を行った。過去1980年代の調査地点は堀之内で浅井戸11カ所、越野で3カ所であった(小倉、1983)。1980年代に調査した井戸の中には宅地造成や家屋の移転で埋められた井戸もあったが、1992年からの定期的な調査には同じ採水井を選んだ。ただし浅井戸からボーリング井になった井戸が3井あった(Fig.1)。

水質の現場測定は、採水時に気温(Ta)、水温(Tw)、電導度(EC)を棒状温度計及び電気水質計(HORIBA

CONDUCTIVITY METER ES-12)にて測定した。pHは携帯用pHメーター(HORIBA D-12型)にて測定を行った。地下水位の測定には、水位計(YAMAYO製ミワ水位計)を用いた。その他の水質は試料をポリエチレン瓶に採水し、実験室へ持ち帰り凍結保存後、Table.1のような方法で分析を行った。又、現在の土地利用状況については1994年5月、東京都2500:1地形図を基に現地調査を実施した。

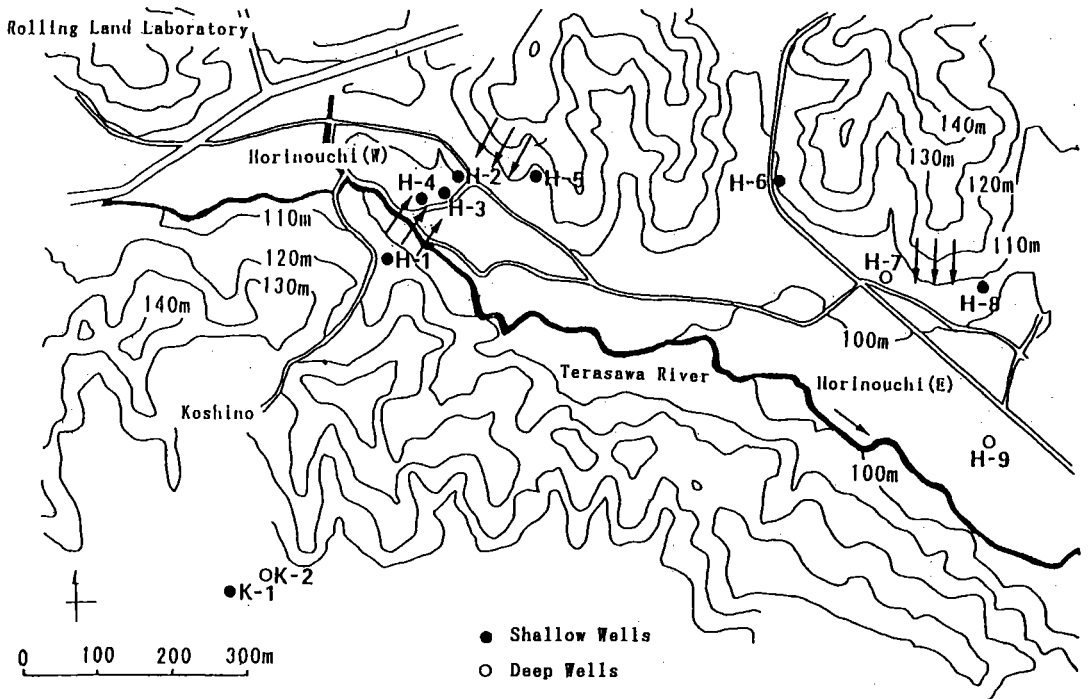


Fig.1

Table.1

DO(溶存酸素):Winkler法

ΣCO_2 (全炭酸):赤外線ガス分析計 (URA106型) により測定。

NH_4^+-N :Solorzanoの方法

RP:Strichland & Parsonsの方法

SiO_2-Si :Mullin & Rileyの方法

$Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+$:原子吸光分光光度計 (島津 AA670) にて測定。

$NO_3^-, NO_2^-, SO_4^{2-}, Cl^-$:イオンクロマトグラフィー (YOKOGAWA IC200) にて測定。

4. 結果及び考察

(1) 地域の地下水の流れ

1994年9月24日に全11地点で地下水位の実測を行い、調査地域内の浅層地下水の流れを推定した。Fig.1にその結果を矢印で示す。それによると堀之内西部地区(H-1からH-5)は南北の丘陵斜面から谷底面(H-2、3)へ向かう流れ、堀之内東部地区では北側丘陵部から南部へ向かう流れが推定された。この結果より両地域の浅層地下水は、堀之内西部地区では北部・南部の丘陵、堀之内東部地区では北部の丘陵が涵養域と考えられる。次に地下水位の測定に加え、地域の地下水の流れをとらえるためにSiO₂の分析を行った。この結果、堀之内東部地区では浅井戸・ボーリング井共に25mg/l前後であったが、堀之内西部地区では10～15mg/lと低く、両地域のSiO₂濃度の違いは10mg/l前後に達した(Table.2)。この結果、両地域における地下水集水域は異なっていると考えられる。特に堀之内東部地区のH-6井は湧水と思われるが26mg/lと高濃度であった。地下水中のSiO₂濃度は涵養域の地質を反映していると考えられ、数mg/lの濃度差は有意であるといわれており(Haines et al,1990)、浅層地下水の集水域は、堀之内西部地区と東部地区では異なると考えられる。

Table.2

1994年3月		1994年7月	
測定地点	mg/l	測定地点	mg/l
H-1	9.56	H-1	9.47
H-2	16.25	H-2	16.57
H-3	12.37	H-3	13.97
H-4	8.83	H-4	10.40
		H-5	11.58
H-6	27.00	H-6	26.78
		H-7	26.07
H-9	24.80	H-9	25.07
K-1	12.81	K-1	15.25
		K-2	22.48

(2) 土地利用

地域に関しては堀之内南部の丘陵稜線を境に堀之内と越野地区を区分した。さらに堀之内地区は H-6 から北部にのびる支谷と波丘地試験地へのびる本谷との分離部を境に堀之内東部地区と西部地区に区分した (Fig.2、3)。

1980 年代に比べ最も地域の土地利用状態の変化が明瞭であったのは堀之内東部地区であった (Fig.4)。この地域は多摩ニュータウンの開発地域であり、宅地造成、区画整理事業等で地域の変更が著しかった。この影響は地域の主要な土地利用形態であった畜産・及び農地の変化にみられた。

専業畜産農家・副次的に畜産を行っている農家共にその軒数は減少した。それに伴いワロシ、ソルゴ等の飼料作物畑も開発予定地として耕作が放棄され荒地となっている。飼料畑を含む普通畑は面積でおよそ半分に減少し、荒地は面積比率で倍増した。現在、農業的利用が行われているのは地域南北の丘陵沿いの地域が主体である。また、この地域では南部の丘陵で大規模な造成工事が行われている。

堀之内西部地区は 10 年間の変化が最も少なかった。地区内には普通畑、植木庭園、果樹園の中に宅地が混在している。小規模な農地が散在し、又果樹として栗などが栽培されている。いずれも自家用として利用されている事が多い。1980 年代は 2 戸で養豚が行われていたが、1 戸は廃業、1 戸も規模が縮小されている。しかし、その糞尿の大部分は周辺の農地へ厩肥として施用されている。地区内の農業的土地利用は 70 % 近く (Fig5)、3 地区の中では土地が農業活動に最も多く利用されている。

この地域における、採水井は全て人為活動の影響を受けやすい浅井戸である。集水域内の影響因子として農業が考えられ、農業活動の内容について検討した。H-2、3 は、畜舎(養豚)および畜舎由来の厩肥の影響が考えられる。H-4 はその集水域に広がる果樹園、植木庭園からの化成肥料の影響が考えられる。これに対し H-1 の集水域内の農地は小規模である。H-5 は集水域をほとんど林地が占め、人間活動の影響の少ないコントロール井と考えられる。

越野地区は 1980 年代から宅地化が顕著であった。当時は堀之内東部地区の様に荒地・空き地が散在していた。しかし現在では区画整理がほぼ完了し、住宅地と位置づけられる。現在、林地を除く土地利用面積比率で 90 % を住宅地、公共施設が占める (Fig.6)。それに伴い畑地、植木庭園、桑園、果樹園等の面積が減少し、1980 年代のおよそ 15 % から 5 % へそれらの比率が減少した。

全体をまとめると土地利用の激しい変化は堀之内東部、越野地区で顕著であり、堀之内東部地区では(農地→荒地)、越野地区では(荒地・農地→住宅地)という明瞭な変化が見られた。

以上の結果をもとに、各採水井を周辺の土地利用状況を参考に分類した結果を Table.3 に示す。ここでは、ミ加な土地利用の影響をあまり受けないと考えられる深層地下水と、その影響をかなり反映すると考えられる浅層地下水に大別した。また浅層地下水は地下水流動方向と土地利用図をもとに分類した。

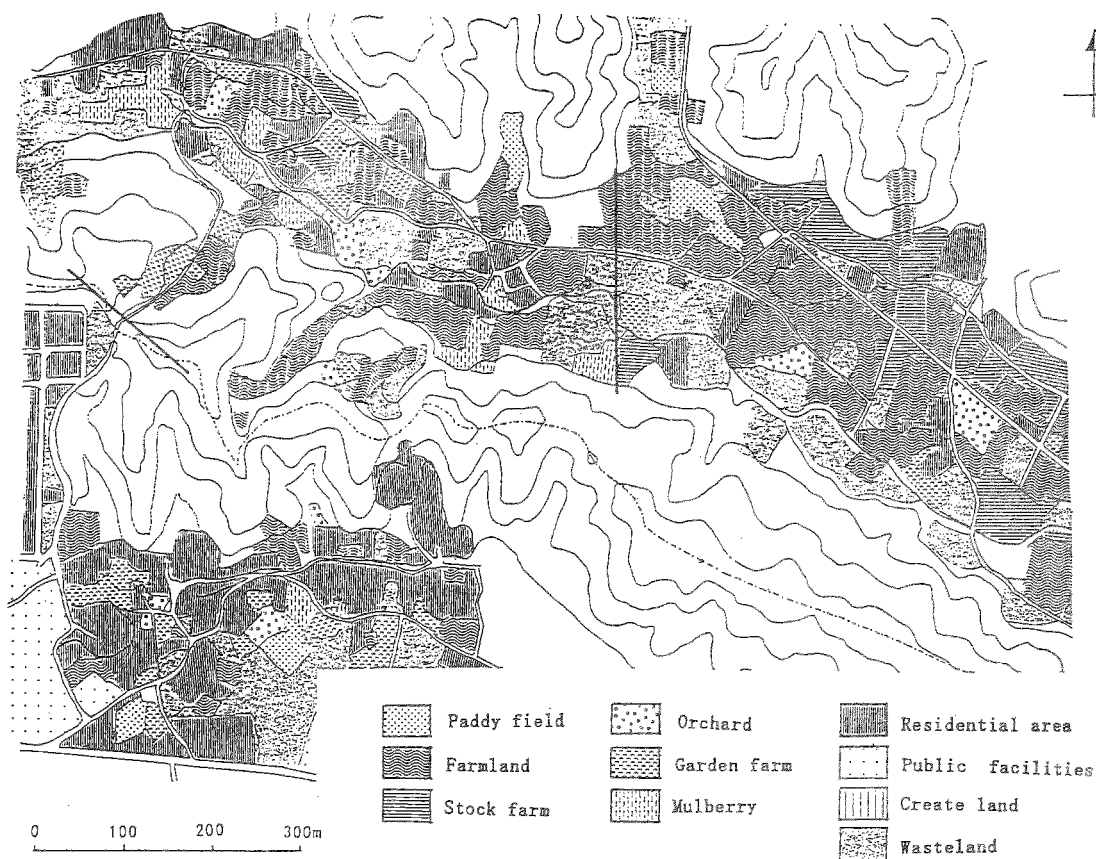


Fig.2

Table.3

タイプ	主な土地利用	1980'	1990'
浅層 地下水位約-12m以下	林地主体	H-5, 6, 7, 8	H-5, 6, 8
	農地主体	H-2, 3, 4, 9	H-2, 3, 4
	宅地主体	K-1	K-1
	林地+農地	H-1	H-1
深層 地下水位約-30~50m	宅地+農地	K-2	
			H-7, 9, K-2

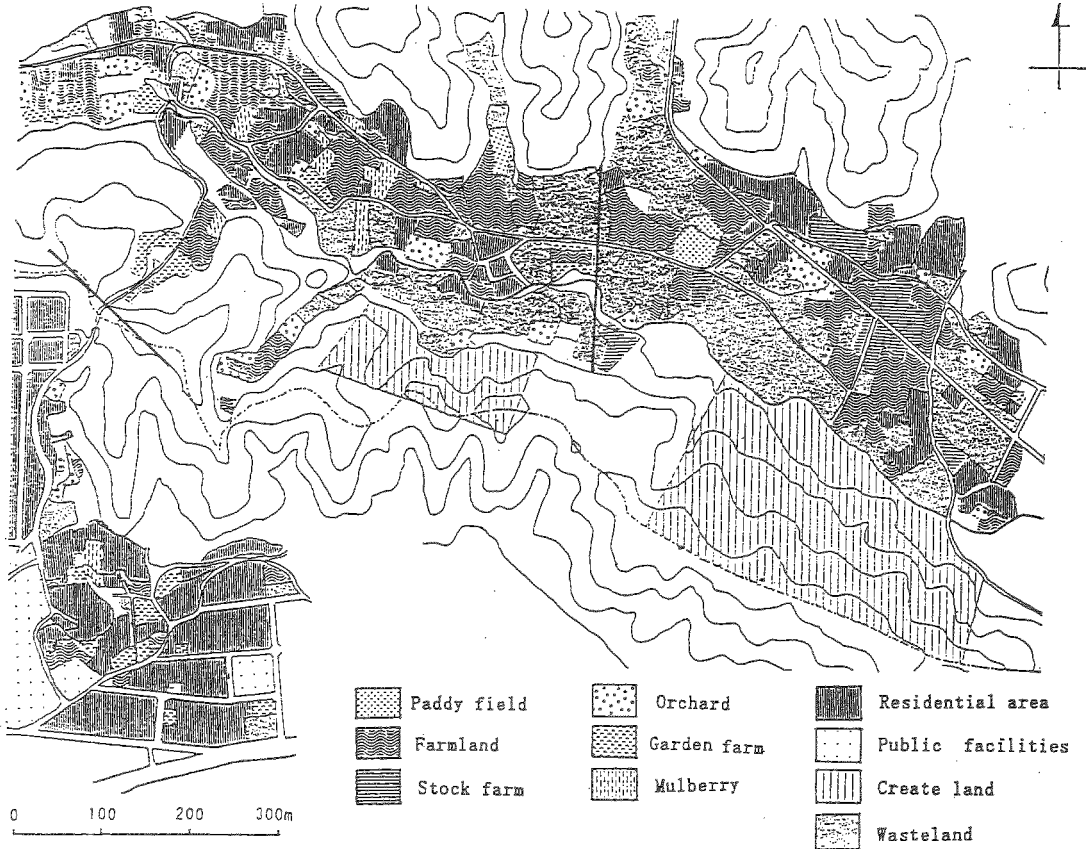


Fig. 3

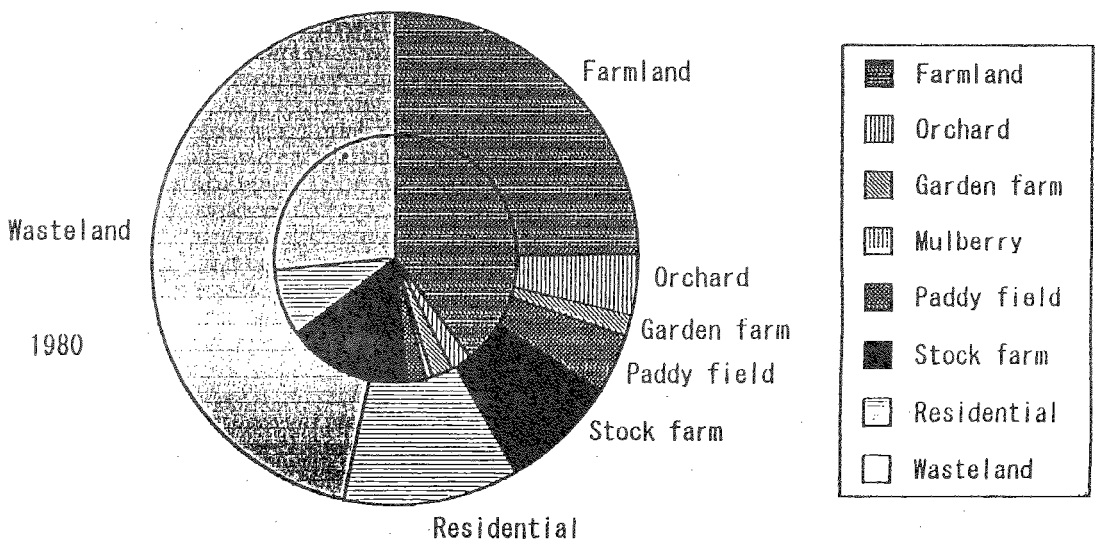


Fig. 4

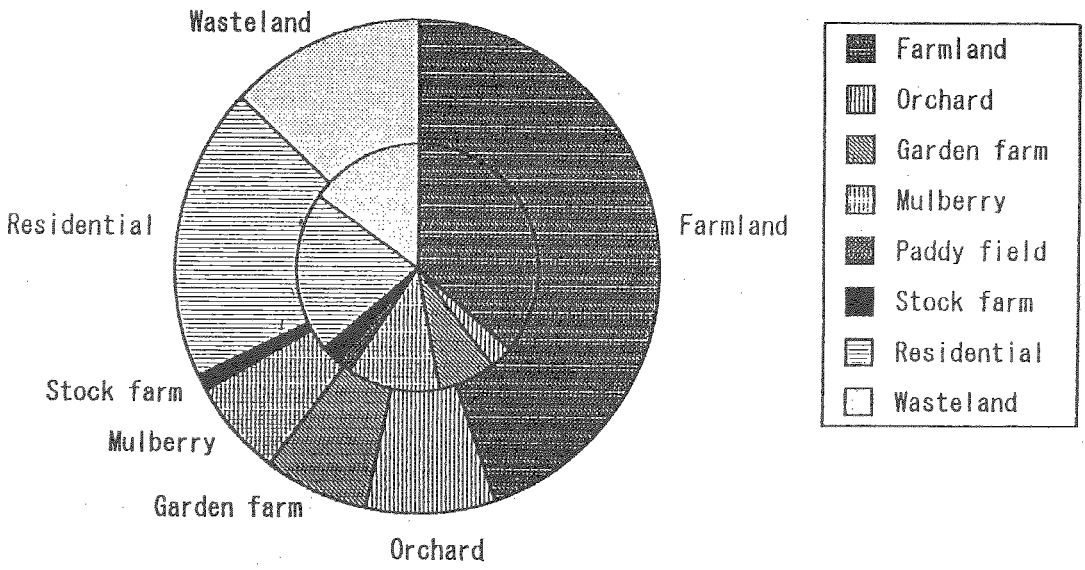


Fig5

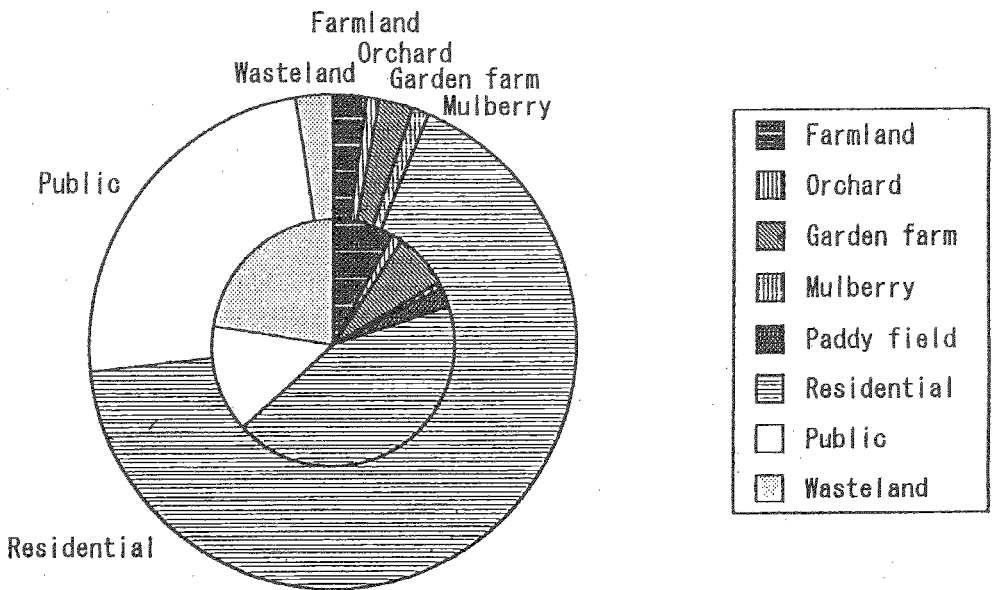


Fig.6

(3) 1980年代から1990年代への地下水水質の変化

主要成分の中で大きな変動が見られたのは溶存酸素(DO)である。特に浅井戸からボーリング井に変更されたH-7、9、K-2で大きく減少した。しかし浅井戸であるK-1でも平均で6.8mg/lから1.7mg/lと大きな減少を示した。主要な成分の変化についてはTable.4にまとめた。平均値(Xa)で大幅な増加を示したものは▲、減少を示したものは▽を表中に示した。水質変化の原因は次のように二つに分けることができた。

1) 取水層の変化した井戸(H-7、9、K-2)

浅井戸からボーリング井に変更された井戸は、その取水位置が浅層から深層地下水へ変化している。これらの地点では、濃度の減少傾向を示す成分が多かった。特にDO、NO₃⁻濃度は、全ての地点で減少を示した。農地で問題となることの多いNO₃⁻濃度に関しては、この地域の深層地下水では、まだ低濃度であると考えられる。またH-9、K-2に関してはCl⁻濃度は減少を示した。しかしSO₄²⁻濃度の場合、H-7では増加、H-9では変化なし、K-2では減少と地点によって異なった傾向が認められた。この原因としては1980年代にH-7周辺は人間活動の影響の少ない地点であったが、その後開発がすすみ深層地下水を取水するようになったためSO₄²⁻濃度が上昇を示したと考えられる。これに対し、周辺を農地、畜舎に囲まれていた浅井戸H-9ではそれらの影響によりSO₄²⁻濃度がもともと高く、濃度は余り変化しなかったと考えられる。しかしK-2の場合は、堀之内東部地区と地下水集水域が異なっており、集水域からのSO₄²⁻負荷が少なくなったため、その濃度は減少したものと考えられる。浅井戸として使用されていた80年代には平均濃度はNO₃⁻で421 μM、Cl⁻で344 μM、Ca²⁺で394 μMと高く、周辺環境の影響を受けていたものと考えられる。

2) 特徴的な水質変化の見られた浅井戸(H-2、3、4、K-1)の水質

多くの水質に増加傾向が見られた地点はH-2、K-1である。H-2では5成分、K-1は3成分で増加傾向が認められた。H-2ではNO₃⁻、SO₄²⁻、Ca²⁺濃度で100 μM以上、K-1ではCl⁻、Ca²⁺濃度が100 μM前後の増加が認められた。H-2に関しては畜舎・農耕地由来などの原因が考えられるが、K-1に関してはDO、NO₃⁻濃度が大きく減少し、NH₄⁺濃度が増加し(1.05から4.37 μM、最大値14.1 μM)、還元的な状態に変わってきたと考えられる。

以上の濃度増加の見られた地点に対しH-3、4ではH-2に隣接しているにも関わらず減少傾向が認められた成分が多かった。H-3ではNO₃⁻、Mg²⁺濃度、H-4ではNO₃⁻、SO₄²⁻、Ca²⁺、Mg²⁺濃度などで減少が認められた。NO₃⁻は、両地点で大幅な減少が見られた。H-2、3、4は近接した地点に位置しており、この変化の違いは興味深い。3井は共に浅井戸であり周辺の土地利用の影響を強く受けており、水質の変化には人為活動、土地利用活動の変化が関係していると考えられる。

Table.4

1980'	Max	Min	Xa	SD	C. V.	1990'	Max	Min	Xa	SD	C. V.	
II-1 n=3	NO3	308	51	208	137.6	0.66	NO3	645	73	▲292	150.5	0.51
	Cl	197	135	168	31.3	0.19	H-1 Cl	430	197	▲279	59.2	0.21
	S04	133	45	103	50.2	0.49	n=15 S04	193	53	111	39.4	0.35
	Ca	437	349	402	46.5	0.12	Ca	615	281	441	111.6	0.25
	Mg	214	116	179	54.4	0.30	Mg	317	110	182	49.6	0.27
II-2 n=8	NO3	668	345	455	115.3	0.25	NO3	1461	309	▲712	290.6	0.41
	Cl	324	161	274	54.1	0.20	II-2 Cl	516	274	▲355	62.8	0.18
	S04	178	61	124	43.6	0.35	n=15 S04	396	194	▲264	56.2	0.21
	Ca	537	392	460	51.9	0.11	Ca	722	377	▲581	98.9	0.17
	Mg	294	204	261	34.5	0.13	Mg	405	158	▲336	60.4	0.18
II-3 n=8	NO3	1241	535	974	263.2	0.27	NO3	1540	448	▽799	315.0	0.39
	Cl	502	406	438	35.4	0.08	II-3 Cl	578	302	396	78.4	0.20
	S04	351	158	280	79.1	0.28	n=14 S04	670	276	332	71.1	0.21
	Ca	736	586	642	48.0	0.07	Ca	788	406	629	119.7	0.19
	Mg	609	332	444	86.3	0.19	Mg	436	128	▽341	79.6	0.23
II-4 n=7	NO3	999	533	786	181.0	0.23	NO3	758	221	▽502	135.4	0.27
	Cl	657	446	545	70.5	0.13	II-4 Cl	485	274	▽355	53.7	0.15
	S04	937	435	730	209.6	0.29	n=15 S04	527	267	▽404	69.2	0.17
	Ca	926	681	811	82.7	0.10	Ca	602	293	▽497	80.4	0.16
	Mg	683	453	570	88.8	0.16	Mg	420	81	▽313	91.9	0.29
II-5 n=8	NO3	188	63	99	39.1	0.40	>NO3	465	60	▲207	108.5	0.52
	Cl	229	180	212	17.7	0.08	II-5 Cl	327	220	279	32.0	0.11
	S04	121	8	77	44.5	0.58	n=14 S04	138	98	112	12.0	0.11
	Ca	242	120	187	45.6	0.24	Ca	268	140	210	46.1	0.22
	Mg	268	74	171	54.4	0.32	Mg	217	128	175	30.4	0.17
II-6 n=6	NO3	62	33	48	10.6	0.22	NO3	137	25	69	30.34	0.44
	Cl	165	132	147	12.8	0.09	II-6 Cl	252	165	206	27.00	0.13
	S04	117	20	67	39.7	0.59	S04	115	59	77	15.71	0.20
	Ca	349	250	314	34.0	0.11	n=13 Ca	434	234	341	65.55	0.19
	Mg	340	156	242	75.7	0.31	Mg	343	26	159	65.67	0.41
II-7 n=3	NO3	178	96	137	58.2	0.43	NO3	73	20	▽40	23.33	0.58
	Cl	330	209	270	85.6	0.32	H-7 Cl	228	130	193	28.33	0.15
	S04	90	90	90	-	-	D.W S04	400	81	▲329	104.14	0.32
	Ca	204	184	194	14.1	0.07	n=11 Ca	526	343	▲455	67.59	0.15
	Mg	186	120	153	46.7	0.31	Mg	433	163	▲352	70.41	0.20
II-8 n=6	NO3	130	51	81	30.2	0.37	NO3	208	14	96	72.68	0.76
	Cl	167	149	156	7.9	0.05	II-8 Cl	443	185	300	105.81	0.35
	S04	134	68	101	33.0	0.33	n=4 S04	226	74	176	59.89	0.34
	Ca	399	238	296	61.4	0.21	Ca	516	158	305	133.89	0.44
	Mg	230	180	199	18.9	0.10	Mg	226	74	131	59.86	0.46
II-9 n=6	NO3	1124	362	751	274.8	0.37	NO3	133	25	▽61	35.25	0.69
	Cl	381	307	351	27.2	0.08	II-9 Cl	262	104	▽184	34.84	0.19
	S04	376	234	296	59.3	0.20	D.W S04	327	123	295	53.22	0.18
	Ca	489	240	387	84.8	0.22	n=13 Ca	512	322	427	56.29	0.13
	Mg	630	302	464	105.9	0.23	Mg	360	240	▽307	36.59	0.12
K-1 n=23	NO3	533	48	215	116.1	0.54	NO3	150	15	▽80	38.2	0.47
	Cl	544	111	288	62.2	0.22	K-1 Cl	795	175	▲392	162.0	0.41
	S04	679	279	483	63.4	0.13	n=13 S04	601	241	▲456	108.1	0.24
	Ca	1041	277	533	136.6	0.26	Ca	869	488	▲624	118.8	0.19
	Mg	441	102	302	73.7	0.24	Mg	510	210	382	84.6	0.22
K-2 n=8	NO3	526	282	420	82.6	0.20	NO3	132	38	▽65	25.9	0.40
	Cl	564	95	344	180.7	0.53	K-2 Cl	172	96	▽131	22.9	0.17
	S04	357	269	319	35.5	0.11	D.W S04	162	99	▽119	19.2	0.16
	Ca	542	255	394	95.2	0.24	n=10 Ca	604	296	413	65.5	0.16
	Mg	416	146	325	86.2	0.27	Mg	351	252	306	32.1	0.10

(4) 水質の季節変動

NO₃⁻、SO₄²⁻濃度に関して90年代調査時のデータを用いて、季節変動の考察を行った。NO₃⁻、SO₄²⁻濃度は地点間の濃度が異なり、農業活動の指標として有用と考えられるために考察対象として選んだ。

まずNO₃⁻濃度は従来から報告されているように農地周辺の地点H-2、3、4で高濃度であった(Fig.7)。しかし、この3地点では700 μM前後で推移するH-2、3と400 μM前後で推移するH-4の二つに分けられた。1993年には5月から冬期にかけて濃度上昇が見られた。1992年12月にも大きな濃度のピークがみられた。しかし1993年、H-4ではH-2、3ほど明瞭な変動傾向は見られなかった。これに対し比較的農地影響の少ないH-5、1ではNO₃⁻濃度は200 μM前後で変動していた。これらの浅井戸に対し深井戸での濃度は50 μM前後と低く、濃度の変動もあまり認められなかった。

SO₄²⁻濃度はNO₃⁻濃度と類似した季節変動を示した。しかしH-2ではSO₄²⁻濃度は250 μM前後で推移したが、H-3、4ではより高い濃度で推移した。SO₄²⁻濃度の場合、NO₃⁻濃度とは地点間で変動傾向が異なっていた(Fig.8)。これに対しK-1もH-3、4と同様に高い濃度で変動していたが、その傾向は異なりH-3、4とSO₄²⁻の起源が異なると推定される。またNO₃⁻では同様な変動が見られたH-7、9、K-2のボーリング井においても、H-7、9が300~400 μMで推移しているのに対し、K-2は100 μM前後で推移し、堀之内東部地区と越野地区の深層地下水の水質には相違が認められた(Fig.9)。しかし両地域の深井戸におけるSO₄²⁻の濃度変動はNO₃⁻同様に極めて少なかった。以上の結果より調査地域の深層地下水の水質は、浅層地下水に比べ、人為的影響よりも滞留時間や地質の影響に規定されていると考えられる。

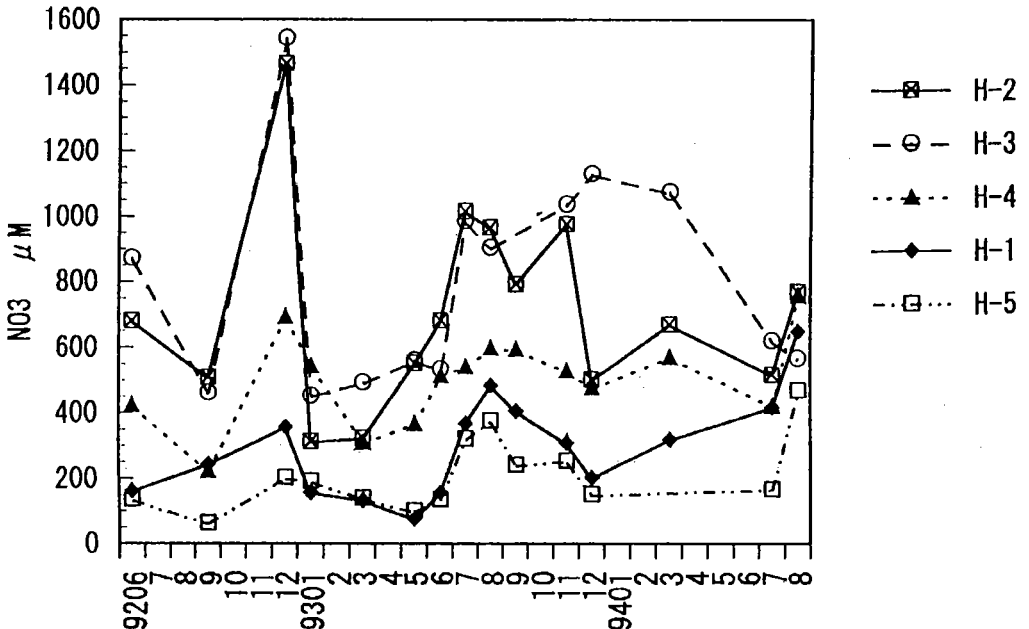


Fig.7

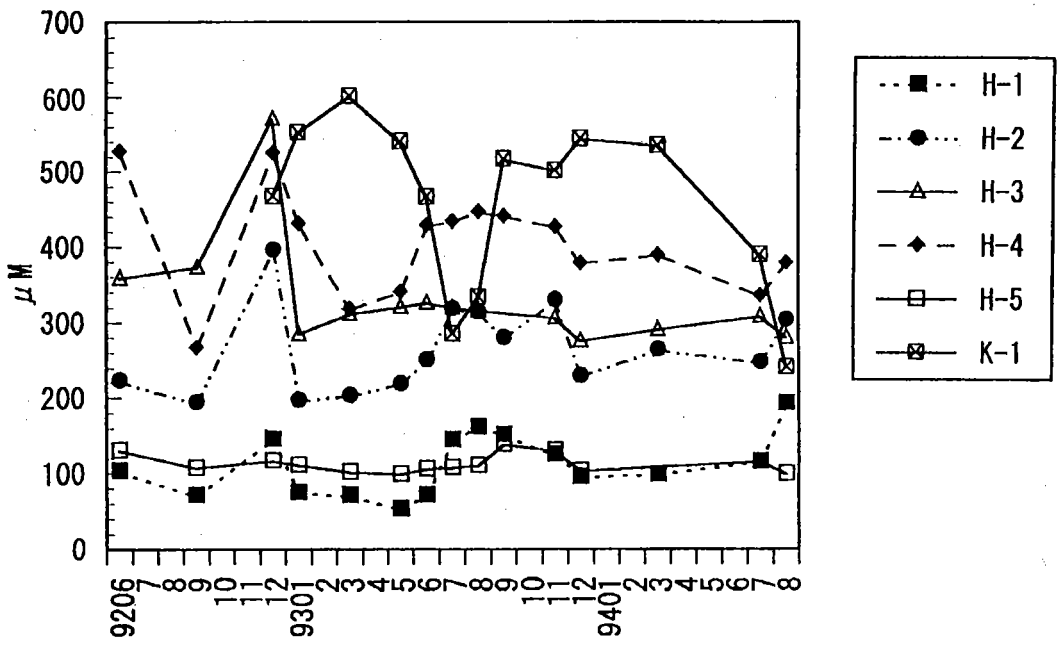


Fig.8

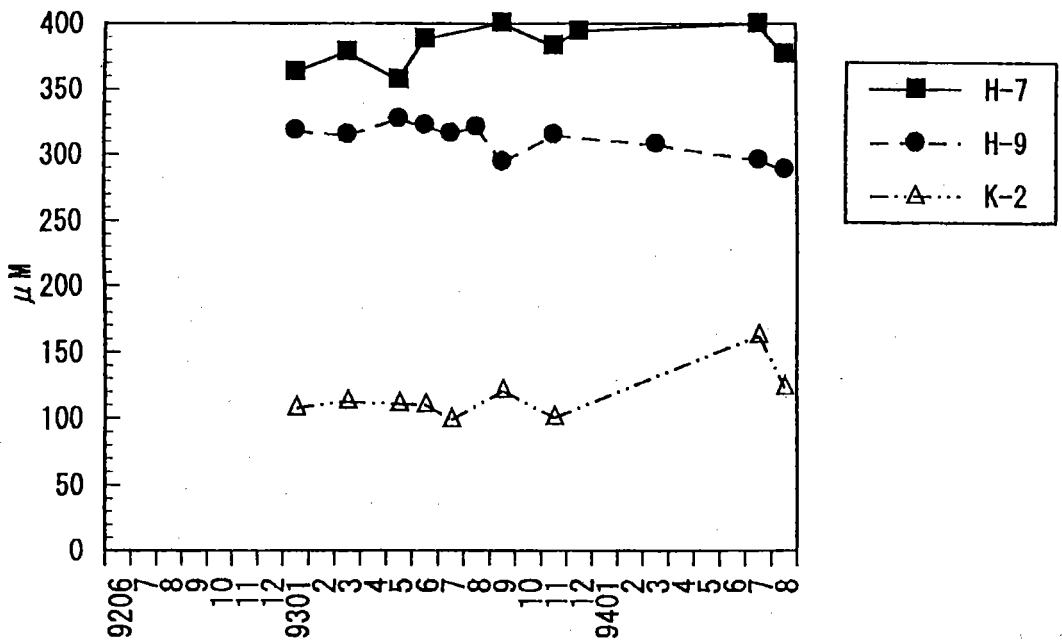


Fig.9

(5) 水質による調査井の分類

各地点毎の水質組成の特徴を分類するために 90 年代のデータを用い Fig.10 の様なハキサダイグラムを作成した。これらの結果より採水井を以下のように四つのタイプに区分できた。

A) H-2、3、4(浅井戸) - 陰イオンと SO_4^{2-} 濃度の形状に特徴が見られる。他の地点より溶存成分の量が多い。

B) H-5、6(浅井戸) - 溶存成分の量が少なく、人為影響の少ない地点と考えられる。

C) H-7、9、K-2(ボーリング井) - 陽イオン濃度の形状に特色が見られた。

D) K-1(浅井戸) - SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 濃度に相違が見られ他の採水井とは異なっている。

ここで地点名の出ていない H-1 はハキサダイグラムの形に違いはあるが A タイプと類似していた。ボーリング井の場合、H-7、9 と K-2 では陰イオンの形状が異なっており、集水域が堀之内西部地区と越野地区では異なっている事を反映していると考えられる。

これまでの水質測定結果も考慮すると H-2、3、4 は農地の影響を受けた井戸、H-1 は農地の影響をやや受けた井戸、H-7、9、K-2 は当地域における深層地下水型と分類できる。ただし H-7、9 と K-2 は陰イオンの異なった形状より集水域が異なっていると考えられる。K-1 は陽イオンではタイプ A 型と類似しているが、陰イオンでは HCO_3^- に特徴ある形であり前述のいずれのタイプとも異なっていると考えられる。

(6) 主要成分の起源

各地点における水質への影響因子を推定し、その因子の変化について検討を行った。1980、90 両年代の主要成分濃度の相関とその変化を Table.5 に示す。ただし 1980 年代には SO_4^{2-} と Na^+ のデータが乏しく、両成分については比較を行わなかった。

Table.5

1980年代			相関の変化	1990年代		
地点名	項目	相関係数		地点名	項目	相関係数
H-1				H-1	$NO_3^*SO_4$	0.855
H-2	NO_3^*Mg	0.564	▼	H-2	NO_3^*Mg	0.210
	Mg^*Cl	0.538	▼		Mg^*Cl	0.454
			$NO_3^*SO_4$		0.906	
	Mg^*Ca	0.071	△		Mg^*Ca	0.731
H-3	Ca^*Cl	0.824	▼	H-3	Ca^*Cl	0.169
	Mg^*Ca	0.404	△		Mg^*Ca	0.677
H-4	NO_3^*Cl	0.919	▼	H-4	NO_3^*Cl	0.575
	NO_3^*Ca	0.761	▼		NO_3^*Ca	0.071
	Ca^*Cl	0.824	▼		Ca^*Cl	0.000
	NO_3^*Mg	0.336	△		NO_3^*Mg	0.610
H-5	NO_3^*Cl	0.577	▼	H-5		0.075
H-6				H-6	$NO_3^*SO_4$	0.742
H-7				H-7	Mg^*Ca	0.672
H-9				H-9	SO_4^*Cl	0.540
K-1	Mg^*Ca	0.338	△	K-1	Mg^*Ca	0.590
	Mg^*SO_4	0.001	△		Mg^*SO_4	0.840
	NO_3^*Cl	0.895	▼		NO_3^*Cl	0.076
K-2	Mg^*Ca	0.688	▼	K-2	Mg^*Ca	0.475
					SO_4^*Cl	0.628
					Ca^*Na	0.513

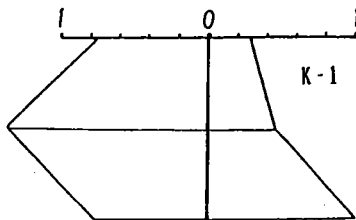
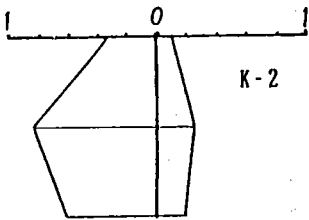
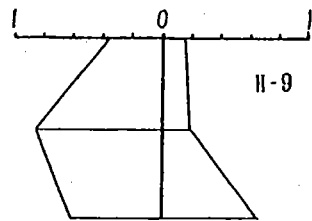
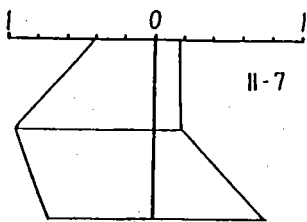
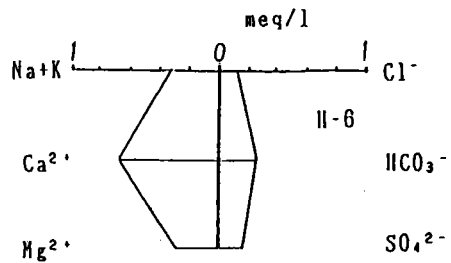
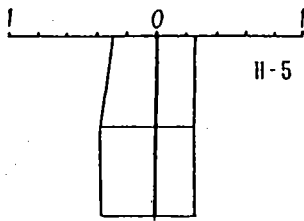
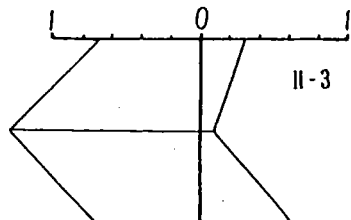
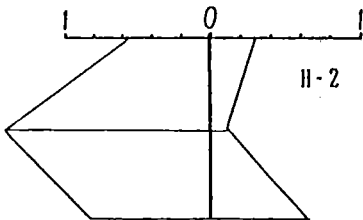
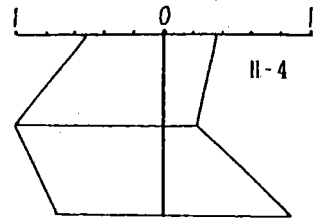
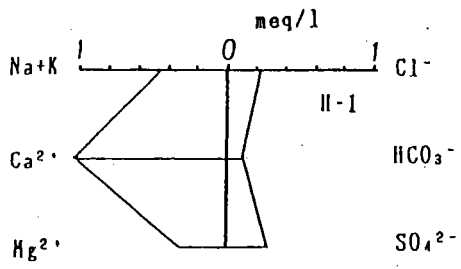


Fig.10

1990年代では NO_3^- と SO_4^{2-} および Ca^{2+} と Mg^{2+} に高い相関が見られる地点が多かった。1980年代では NO_3^- と Cl^- の間で高い相関が見られた。両年代共に NO_3^- と他の成分に高い相関が見られる地点が多かった。しかし相関のある成分は、それぞれ地点で異なっていた。両年代ともに良い相関の見られた成分はH-2で Mg^{2+} と Cl^- 、K-2で Ca^{2+} と Mg^{2+} であった。

コントロール地点と考えられる地点では、両年代共に強い相関関係の見られた成分は極めて少なかった(H-5、6、1980年代のH-7)。高い相関の見られたのは、浅井戸H-2、3、4、K-1と深井戸H-7、9、K-2であった。浅井戸群に関しては Mg^{2+} と Ca^{2+} の間で相関が高くなる傾向が顕著であった。またH-3、4で1980年代に認められた Ca^{2+} と Cl^- の強い相関は、1990年代には全く見られなくなった。これらの浅井戸は、様々な成分の高濃度な地点であった。一般に1980年代に高い相関の見られた成分は1990年代に相関の見られなくなった地点が多い。調査地域内の地下水水質に及ぼす影響因子は、明らかに変化したと考えられる。

次に興味ある相関関係について考察してみる。 Ca^{2+} と Cl^- の場合H-3、4で相関が極めて低くなっているが、H-2では相関係数(r^2)が $0.274 \rightarrow 0.403$ へ高くなった(Fig.11)。1980年代には、ほとんど同様な正の相関を示していたが、1990年代にはH-2、3では負の関係に変化した。また図示していないがH-4では全く関係が見られなくなっている。これは明らかに起源となる物質の変化を表していると考えられる。汚染の指標として Ca^{2+} と Cl^- の関係について論じた文献はないが、一般に Cl^- は尿尿汚染の指標として考えられる(半谷・小倉、1987)。当地域では1980年代まで養豚が行われており、豚舎からの排水の影響が強く現れていたと考えられる。実際H-4では Cl^- の平均濃度がかかなり低くなっていた。家畜糞尿の肥料としての利用にスリ- (液状既肥)がある。これは畜舎を改造し家畜糞尿を一か所に貯蔵するものであり、その成分は家畜尿尿の成分を反映していると考えられる。農林水産省農業研究センター(1985)のデータでは、その成分中の平均値は CaO として 407mg/l 、 Cl として 583mg/l であり、 Cl^- の比率がやや高かった。現在もH-2周辺では家畜糞尿が既肥として施用されている。しかし尿尿の成分は肥料としての腐熟過程で変化し、相関関係が大きく変わったものと推測される。地域の養豚業自体は廃業、規模の大幅縮小がすすみ、H-2を含めても負荷源として、かなり小さくなっている。以上のことから、1980年当時は畜舎からの尿尿排水の影響があり、 Ca^{2+} と Cl^- の正の相関関係は家畜由来の尿尿汚染の一つの指標として考えられる。

次に NO_3^- 濃度の各採水地点の相関関係を求めた。 NO_3^- の起源が、同一ならば同様な傾向を示し、土地利用形態との関係が認められると考えられる。比較的相関の認められた地点はH-2と3($r^2=0.591$)、H-1とH-5($r^2=0.542$)であった(Fig.12)。土地利用状況から水系への影響因子を見るとH-2、3は典型的な農地と畜産の影響を受けている。H-1は農業活動の影響の少ない小規模な農地であり、H-5はコントロールである。この様な関係が反映し両者に高い相関が見られたと考えられる。

次に堀之内西部地区において、調査地点ごとに NO_3^- と SO_4^{2-} の相関を求めた(Fig.13)。相関の強さに違いはあるが、各地点の NO_3^- と SO_4^{2-} の関係は異なったものとなった。H-5、H-3、H-2、H-1、H-4の順で SO_4^{2-} 濃度の割合が高い事が明瞭に分かる。化成肥料である硫酸アンモニウムの NH_4^+ と SO_4^{2-} のモル比は1:2であり、化成肥料施肥区ほど SO_4^{2-} 濃度の割合が大きいことが理解できる。しかし、その比率は、地下水中の $\text{NH}_4^+:\text{SO}_4^{2-}$ の比率とは異なっている。これは窒素成分が NH_4^+ として土壌中に一端吸着、ストックされ降雨時などに大量に溶脱す

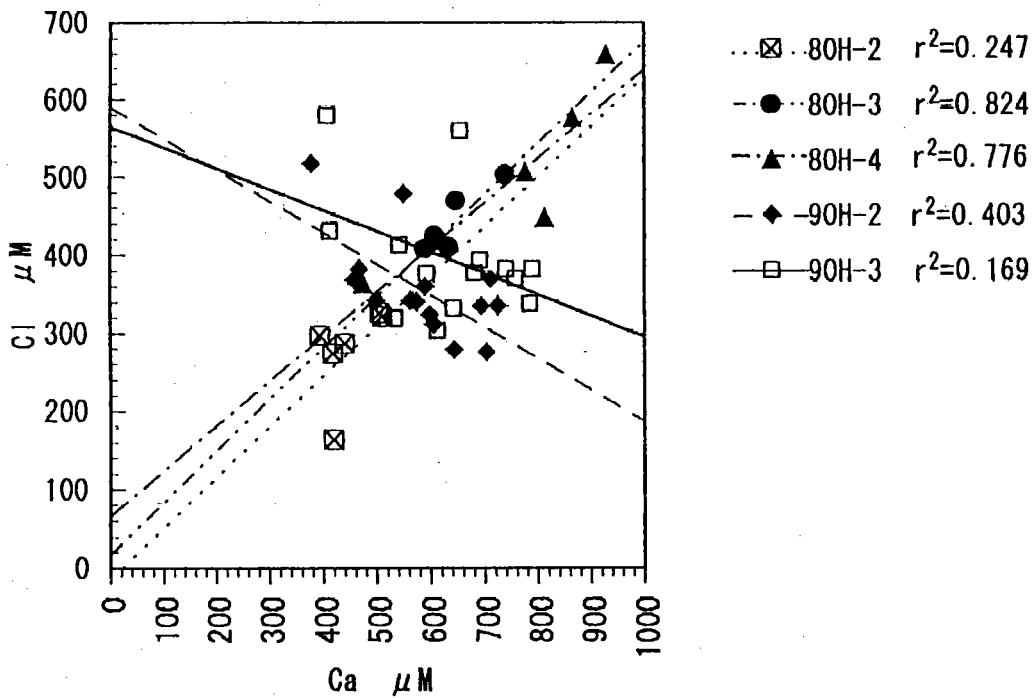


Fig.11

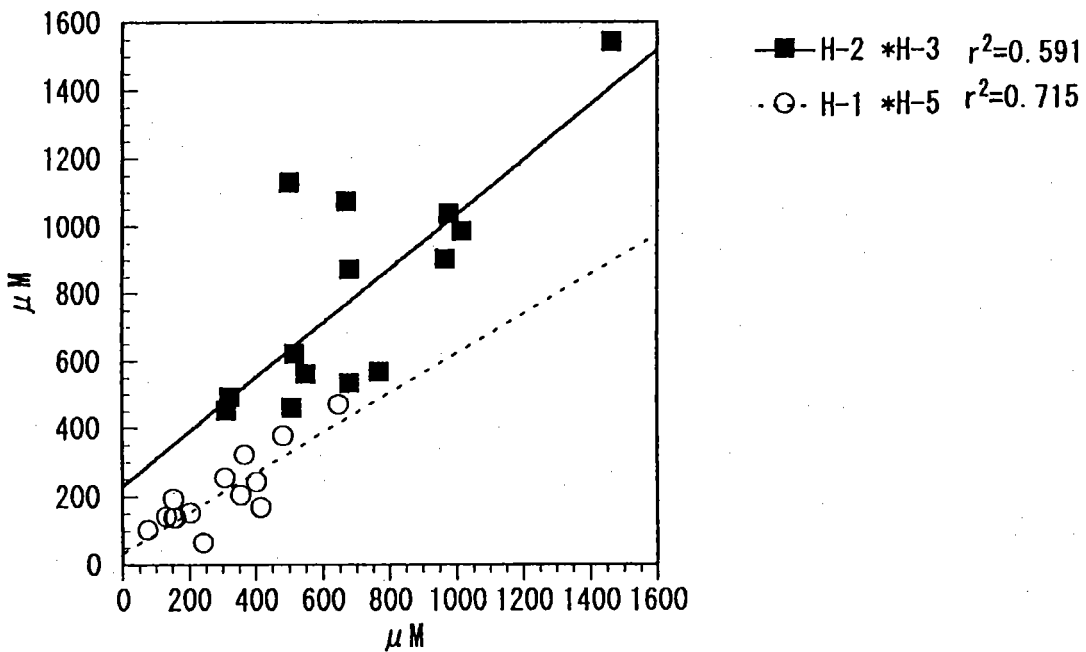


Fig.12

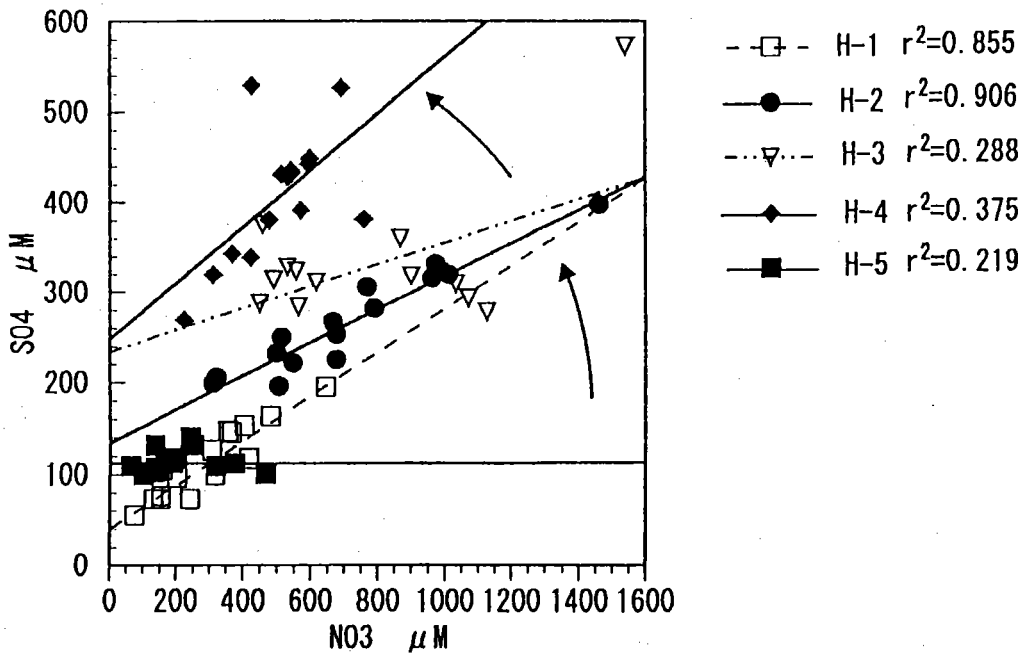


Fig.13

るのに対し、 SO_4^{2-} は NO_3^- として、土壤中より容易に溶脱しやすいという性格の違いのためと考えられる。以上の水質特性と前述の土地利用状況の相違を考慮すると H-4 では農地からの影響因子として化成肥料が考えられる。

次に 1990 年代に比較的高い相関の見られた Ca^{2+} と Mg^{2+} の考察を行う。高い相関が見られた地点は H-2、3、7、9、K-2 である。コントロール井とみなした井戸では Ca^{2+} と Mg^{2+} の間に全く相関は見られなかった。高い相関が見られた地点は二つに分類できた。ひとつはボリング井である H-7、9、K-2 であり (Fig.14)、もう一つは NO_3^- 濃度など他の成分濃度も高い H-2、3 の浅井戸であった (Fig.15)。 Ca^{2+} については甲府盆地における調査で NO_3^- -N との間の正の相関関係から施肥による影響が指摘されている (坂本ら、1993)。また Ca^{2+} の増加に関しては永井 (1990) が硫酸の多用とその結果生じた土壤の酸性化を中和するために用いた石灰に起因するということを述べている。また寺尾 (1994) は Mg^{2+} に関して岐阜県各務原市における調査で苦土石灰が土壤改良材として大量に農地に散布される事により NO_3^- との相関が強まることを指摘している。今回の調査結果から Ca^{2+} は周辺の土地利用状況から見ても農業系からの寄与が考えられ、農地における地下水水質の指標の一つと考えられる。浅井戸 2 井と深井戸 3 井は Ca^{2+} と Mg^{2+} 濃度で良い相関を示した。そこで、両者を区別するため Mg/Ca の当量比を求めた。その当量比は浅井戸で 0.54 ~ 0.63、ボリング井で 0.72 ~ 0.77 と明らかに異なっていた。この結果から深井戸、浅井戸における Ca^{2+} と Mg^{2+} の起源は異なっていると考えられる。また H-2、3、4 の農地型の浅井戸では類似した相関関係が認められ (Fig.15)、 Ca^{2+} と Mg^{2+} の起源は同一であると考えられる。この結果より Ca^{2+} と Mg^{2+} に関しては、H-2、3、4 の地点では NO_3^- や SO_4^{2-} とは異なり、土壤の改良材として用いられる石灰質、苦土質肥料

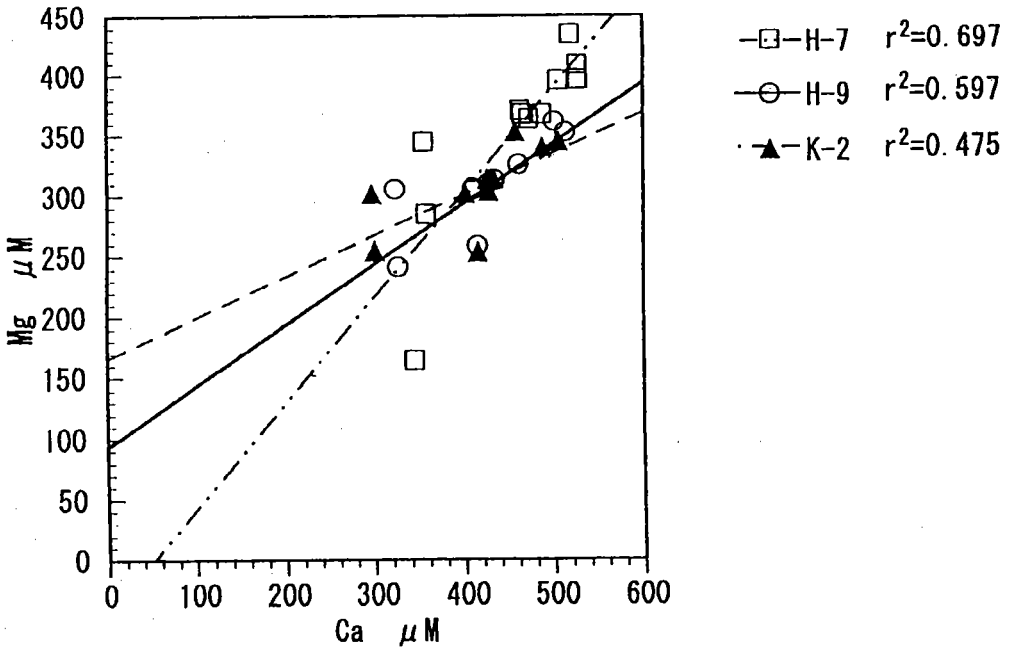


Fig.14

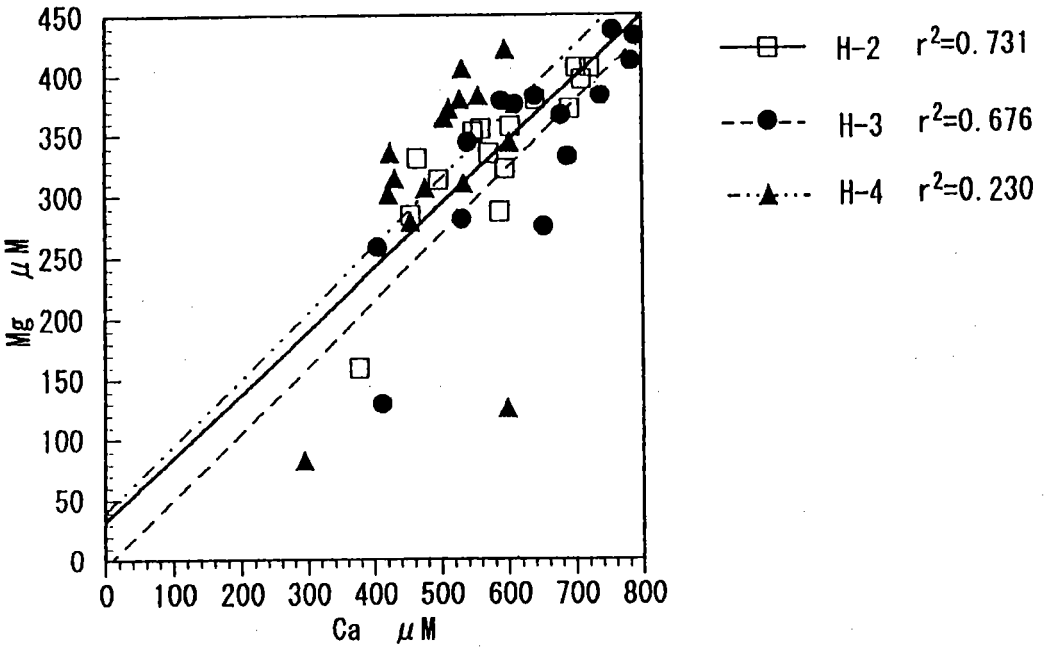


Fig.15

の影響が地下水質に現れたと考えられる。1980年代との水質の変化に関しては農業形態の変化も考えられる。

これまでの結果より地下水質に高い相関関係が見られたのは、人為影響の大きな浅井戸および深井戸である事が分かった。浅井戸の場合、その影響因子として化成肥料、既肥、土壌改良資材等様々なものが考えられ、それらが地下水の成分を変化させたと考えられる。深層地下水の成分間にも高い相関が見られたが、これは季節変動やイグラム、組成比等により水質を区別する事が出来た。深層地下水と比較すると、水質成分間で高い相関関係が見られる浅井戸ほど人為影響を受けていると考えられる。

K-1では他の地点で、ほとんど相関が見られなかった Mg^{2+} と SO_4^{2-} についてのみ高い相関関係が見られた。この地点の水質は先に述べたいずれのタイプにも分類できなかった。また、この地点では Table.6 に示すように地下水水位が 1m 以上上昇する大きな変化が観測された。水質調査の結果からは、溶存酸素が減少し還元的な環境に変化したことも考えられる。糟谷ら(1994)の愛知県の農耕地における調査では、地下水の酸化還元状態は NO_3^- 濃度を左右する大きな要因であり、還元的条件が硝酸イオンを低濃度にすると言うことを述べている。K-1も類似した条件を示しているが、周辺は開発の終了した住宅地である。はっきりした原因は不明であるが宅地化の進展した地域での興味深い現象である。

Table.6.

	1980'	1990'
最低水位	-2.97	-1.00
最高水位	-1.40	-0.29
平均水位	-2.13	-0.70
SD	-0.35	-0.23
C. V.	-0.16	-0.32

5. まとめ

八王子市堀之内・越野地区の土地利用状況と地下水水質について調査を行った。その結果を1980年代の結果と比較検討し、以下のようなことが明らかにされた。

- (1) 土地利用に関しては開発の進んでいる堀之内東部地区で変化が顕著であった。その変化は農業に利用されていた土地が放棄され、荒地・放棄農地へと変わるものであった。越野地区では、地域整備に伴い、1980年代調査時の荒地の多くが住宅地に変化した。
- (2) 地下水水質の変化は、農地に囲まれた堀之内西部地区の浅井戸と住宅地にある越野 K-1 井で顕著であった。土地利用の変化が大きかった堀之内東部地区では浅井戸からボ-リング井(取水層が浅層から深層)へ変化した井戸が多かった。ボ-リング井の深層地下水の水質は浅層地下水に比べ、 NO_3^- 、 Cl^- などの人為活動の影響を受けやすい成分で極めて低濃度であった。

(3) 堀之内西部地区における地下水水質の変化には周辺の農業形態の変化が大きく関わっていると考えられる。畜舎の撤退が H-3、4 地点の NO_3^- 濃度の大きな減少の一因になったと考えられる。しかし H-2 地点は、未だ集水域にその影響が残っていると考えられる。高い相関関係の認められた成分は、コントロール井、深井戸、各成分濃度の高い浅井戸の順で多かった。深層地下水と区別して考えると、高い相関関係の多く見られる浅井戸ほど何らかの人為影響を強く受けていると考えられる。相関関係で注目された成分は以下のものであった。

Ca^{2+} と Cl^- 濃度は 1980 年代に H-2、3、4 で高い正の相関関係が認められた。しかし 1990 年代には H-2、3 で低い負の相関関係、H-4 で全く相関の見られないものへ変化した。これは家畜尿尿を用いる液状既肥中の Ca^{2+} ・ Cl^- 濃度の関係から考えると、起源物質が畜舎排水から既肥・化成肥料へ変化したためと考えられる。これより Cl^- ・ Ca^{2+} の関係は家畜尿尿由来の水質変化を表す一つの指標と考えられる。

地下水中の NO_3^- 濃度と SO_4^{2-} 濃度の比は、既肥を使用している農地と化成肥料を使用している農地との間で明らかな違いが認められた。化成肥料施用農地では SO_4^{2-} の比が明らかに高くなり、肥料の違いが地下水水質に反映していると考えられる。

Ca^{2+} と Mg^{2+} は農地周辺の地点で高い相関関係が認められ、両成分が農地における水質指標になると考えられる。本地域の深層地下水でも両者の相関は高いが、 Mg/Ca 比が異なっており、各々の起源は異なっていると考えられる。

(4) 住宅地周辺の K-1 の水質変化は、地下水が還元的状態になった事に起因すると考えられる。地下水が還元的に変化した原因は不明であるが、地下水の滞留という現象そのものは、周辺環境の宅地化との関係も考えられる。

以上のように地下水水質と人為活動の現れといえる土地利用状況との間には密接な関係があると考えられるが、水質を支配する因子にはまだ考察の余地があろう。また浅層の地下水と深層の地下水で地質由来の起源物質を分離し考えることが必要であろう。

6. 提言および今後の問題点

今回の調査結果より調査地域である八王子市越野・堀之内地区は、1980 年代から 1990 年代の間に土地利用状況も地下水水質も大きな変化をしていることが示された。以下にその結果も含めいくつかの提言をまとめた。

A) 地下水水質の変化の原因としては農業形態の変化が大きく関わっていることが推定された。しかし同様に開発の進んだ住宅地内の井戸も全く異なった水質の変化を示した。その原因については、明瞭ではないが、宅地化の進展が地下水水質に何らかの変化を生じさせていることも考えられる。

堀之内東地区では農地地域で問題となる高濃度な硝酸態窒素の見られる地下水はあまり見られていない。しかし、これはポンピングによって良好な地下水の得られる深層地下水に

取水対象が変えられた事も一因である。とりあえず現在、この地域では深層地下水部までは硝酸態窒素の汚染が進んでいないと言うことであり、取水層を変えることは根本的な問題解決とは相違している。現在も高濃度な硝酸態窒素の観測される堀之内西部地区と共に原因因子を見極め、その負荷をコントロールする対策を講じる必要がある。また集水域が広く捉えにくい深層地下水に比べ、浅層地下水の方が対策は施しやすいと考えられる。

B) 調査地域の土地利用状況は農地主体から宅地主体へ移行、または移行途中と考えられる変化を示した(特に越野、堀之内東地区)。変化の内容は越野地区では荒地地、放棄農地が宅地へ、堀之内東地区では農地が荒地地、放棄農地へと言うものであった。堀之内東地区→越野地区の変化は地域の都市化が進む中での土地利用変化の一例と考えられる。そして土地利用図上でも明白なように、その変化は非常に大規模なものであった。特に堀之内東地区の南部の丘陵の宅地造成工事や新たな主要道沿いの変化は極めて激しい。特に、南部の丘陵の場合かつての里山の林地が大規模に剥削され、グリーンベルトとしての林地の保全はあまり行われていない。これらの開発によって硝酸態窒素等の負荷源としての農地は激減し、それが硝酸態窒素やその他無機成分の減少に寄与しているとも考えられる。しかし反面、地下水に関連し、以下のような新たな問題が生じている。

1) 現在大規模な造成が行われている丘陵地は、かつてこの地域の浅層地下水の涵養源であったと考えられる。これらの涵養域が大規模に開発され、アスファルト等で被覆されることにより地域の地下水の涵養量が減少したり、地下水の流れが変わること。堀之内西部地区では開発の行われた1980年代から1990年代の間に、調査井以外の湧水や浅井戸で枯渇したものがある。

2) そしてA)で述べたように地下水水質が都市化に伴い新たな水質変化を示すこと。

C) 以上のA、Bの部分では土地利用状況と地下水水質の変化に着目し提言を行ってきた。しかし同時にこれらの地域では、古来より人間の生活と密着してきた井戸そのものが潰されたり、浅井戸からポンピング井へと姿を変えている。現在、地下水は災害時の緊急水源として注目されている。しかし災害時の水源のみでなく、井戸は古来より人間の生活と水(地下水)を結びつけてきた、いわば社会、歴史と自然の関係を具現化してきたものでもある。堀之内東地区のH-6などは水質、周辺環境ともに良好な井戸であるが、今後の開発によってはその存在も危ぶまれる。現在、特に浅井戸は調査地域に限らず全国各地で、開発やそれに伴う上水道の普及によってその数を減らしている。災害時の水源としての意味に加え、人間生活と水(地下水)との関係を具現化してきた文化的な面からも堀之内東地区のH-6の様な環境的に良好なものは周辺の自然と共に保全される必要があると考えられる。

7. 引用文献

- 小川吉雄(1994):施肥と窒素負荷量:環境と測定技術,21,30-45.
- 小倉紀雄・宇田川隆男(1978):青柳段丘の浅層地下水-特に硝酸塩について-.水道協会雑誌,529,32-41.
- 小倉紀雄(1983):大栗川流域の土地利用が河川水・地下水水質に及ぼす影響に関する研究. とうきゅう環境 浄化財団助成研究報告書 57.
- 柿沼忠男・井内国光(1985):興居島における地下水の塩水汚染と肥料汚染. 地下水学会誌,27,115-127.
- 糟谷真宏・小竹美恵子・寺井久慈・松尾敬子・豊田一郎(1994):愛知県の農耕地および農村集落における地下 水中硝酸イオン濃度とその支配因子.水環境学会誌,17,578-586.
- 加藤正・春日辰雄・平本和夫・立本英機・中川良三(1982):市川市における井戸水の実態(I)-柏井地区の井戸 水- 水道協会雑誌,51,48 - 53.
- 川島博之・津村昭人・木方展治・山崎慎一・藤井國博(1992):水田周辺地下水中の硝酸塩濃度. 水環境学会誌, 15,924-927.
- 倉持寛太・永田修・佐久間敏雄(1994):酪農地域における地下水、排水の N,P 汚染.日本土壤肥料学会誌,65, 522-529.
- 国包章一・佐藤浩文・眞柄泰基(1995):水道水の硝性窒素による汚染. 環境と測定技術,22, 40-48.
- 坂本康・中村文雄・風間ふたば(1995):地下水を水源とする水道水の硝酸性窒素濃度の地理的分布と時間的 変動.水道協会雑誌,62,17-28.
- 桜井善雄(1975):農地排水による河川及び地下水の汚染.農業土木学会誌,43,518-524.
- 丹下勲(1988):丘陵地の水文研究、1～8.
- 鶴巻道二(1992):浅層地下水の硝酸態窒素.地下水学会誌,34,153-162.
- 寺尾 宏(1994):硝酸性窒素による地下水汚染-岐阜県各務原台地の汚染事例を中心に-.環境と測定技術,21, 37-48.
- 永井茂(1990):地下水の無機汚染の実態と問題点.水、32,18-25.
- 農林省農業研究センター編(1985):農耕地における有機物施用技術.104.
- 半谷高久・小倉紀雄共著(1987):水質調査法.232-235.檜山哲哉・鈴木裕一(1991):那須の原における地下水 -特に水質の空間変化と季節的变化について-.MT'D'ロジ'-21,143～154.
- 吉田和広・小倉紀雄(1978):野川湧水中の硝酸塩濃度とその起源.地球化学,12,44-51.
- Hall,D.W.(1992):Effects of nutrient management on nitrate levels in groundwater near Ephrata, Pennsylvania.Groundwater,30,720-730.
- Bauder,J.W., Sinclair,K.N. and Lund,R.E.(1993):Physiographic and land use characteristics as sociated with nitrate nitrogen in Montana ground water.J.Environ.Qual,22,255-262.
- Misztal,M., Smal,H. and Goriak,A.(1992):Ground Water inflow of nutrients to a lake from dif ferently utilized catchments.Wat.Res,26,1237-1242.
- Haines,T.S. and Lloyd,J.W.(1985):Controls on silica in groundwater environments in the United Kingdom.Hydrology,81,277-295.

都市化と植生変化

多摩川流域における樹木の生理状態と菌類相

鈴木 和夫・佐々木 廣海

東京大学農学生命科学研究科

Relationship between the physiological status of trees and its symbiotic fungal flora in the Tama basin. Kazuo Suzuki and Hiromi Sasaki, Graduate School of Agric. and Agric. Life Sciences, The University of Tokyo.

Key Words: コナラ, 水分生理状態, 水ストレス, 菌類相, 外生菌根菌

要 旨

多摩川流域のコナラ林に7ヶ所の調査地を設定して、コナラの水分生理状態、外生菌根菌の菌類相、および土壤環境の調査を行った。上流域の青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の3調査地の樹木の水分生理状態は良好であり、共生菌である外生菌根菌の菌類相は類似していた。一方、中・下流域の八王子市、川崎市、大田区の3調査地では樹木は強度の水ストレス下であり、外生菌根菌の菌類相は類似した傾向を示した。このことから、樹木の健康度と外生菌根菌の菌類相は密接な関係にあるものと考えられる。また、外生菌根菌の中で、羽村市と中・下流域に多く発生したキツネタケ属、アセタケ属、アワタケ属、ニセショウロ属の菌根菌は、地表が攪乱された場所を好む菌であることから、樹木の生理状態とともに人為による土壤環境への影響も菌類相の変化にとって無視できないものと考えられた。

1. はじめに

多摩川流域には、「武蔵野の雑木林」として有名なコナラ林が広く分布している。この林は、今まで定期的な伐採、毎年の下刈りや落ち葉の採取などの管理が行われて維持されてきたが、コナラ林の経済的価値の低下によって、現在管理が行われていない。また、多摩川流域では多摩ニュータウンなどの大規模な開発が進み、そのため、コナラ林が著しく減少している。一方、環境保全の観点から、都市生態系の一部として多摩川流域に残されたコナラ林は、環境問題への関心の高まりもあり、重要な存在となってきている。

この多摩川流域のコナラ林については、植物社会学的な観点から研究が行われた。奥富ら(1976)は、多摩川流域のコナラ林をクヌギ・コナラ群集として、2亜群集に分けた。さらに、亜群集はそれぞれ典型変群集とシラヤマギク変群集とに分けられ、これらの変群集は下刈りや落葉掻きなどの管理の程度によって影響を受ける。また、浜端(1980)は草本層の種組成を分析することによって、この地域のコナラ林の状態は、主として林地に対する人口圧と農用林としての管理放棄後の年数によって決定されるとした。このように、多摩川流域のコナラ林では、都市化にともなう環境の変化について、植生の面からの研究が取り組まれてきたが、森林生態系において植物とともに重要な存在である菌類に関する知見は殆どない。とくに菌類の中でも、コナラの共生菌である外生菌根菌は、樹木との間に養分などの物質移動(Duddridge et al.1980、Melin and Nilson 1952, 1954, 1955, 1957)、植物の根の保護(Duchesne et al.1988)などの作用が知られている。また、Brownlee et al.(1983)は、ヨーロッパアカマツにおいて、共生する外生菌根の菌糸を切断することにより針葉の水ポテンシャルが著しく低下することを観察している。このように、外生菌根菌は樹木の生育に重要な役割を果たしていることが明らかにされている。そこで、様々な環境ストレスの存在する都市近郊のコナラ林を理解するためには、このような共生菌についての研究が不可欠である。

そこで、植生変化の著しい多摩川流域のコナラ林について、樹木の生理状態と菌類相との関係を明らかにすることを目的とした。

2. 調査地および調査方法

(1) 調査地の概況

多摩川流域では流域ごとに土地利用の変遷などが異なることから、上流域と下流域とでは分布するコナラ林の水分環境や土壌環境も異なる。そこで、上流域の五日市町横沢、羽村市、中流域の八王子市、下流域の川崎市、大田区のコナラ林に1993年に調査地を設定した(図1)。また、1993年に得られた傾向を確認するために、翌年上流域の青梅市、五日市町網代のコナラ林を調査地として追加した。

調査地の植生は、すべてコナラ-クヌギ群集であり、さらに、奥富ら(1976)に従うと青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の調査地はヤマツツジ亜群集シラヤマギク変群集に、羽村市、八王子市の調査地はヤマツツジ亜群集典型変群集に、川崎市、大田区の調査地は典型亜群集典型変群集にそれぞれ分類された。調査地のコナラ林の林齢は、薪炭林として利用されていた時

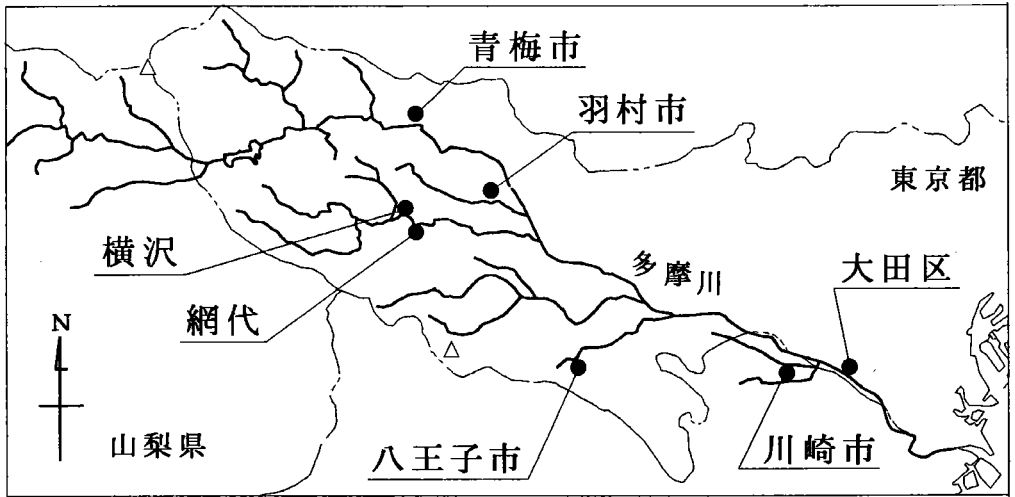


図1 調査地の位置

期および胸高直径などにより、上流域の調査地で20～30年、中下流域の調査地で30～45年と推定された。

(2) 調査方法

樹木の生理状態の測定：調査地で優占するコナラは外生菌根を形成する樹種である。水ストレスが最も強く現れる夏期に、日中の水ポテンシャル (water potential: Ψ_w) およびP-V曲線法による樹木の水分特性の測定を、プレッシャー・チャンバーを用いて行った。

菌類相の調査：各調査地 (500 m²) に発生した菌類の子実体を、1993年～1994年の4月から11月にかけて1～2週間の間隔で記録した。

土壌環境の調査：各調査地において土壌のA₀層の厚さ、表層土壌の硬度の測定を行った。表層土壌の硬度は、各調査地で任意に選んだ10ヶ所の土壌硬度を山中式硬度計を用いて測定した。

3. 結果および考察

(1) 樹木の水分生理状態

調査地の試験木は外観的にみて全て良好であった。

樹木の日中の水ポテンシャル (Ψ_w) は、五日市町横沢で -1.35MPa 、川崎市で -1.89MPa の値を示して、上流域の個体ほど高く、下流域の個体ほど低い傾向が認められた (表1)。樹木の日中の水ポテンシャルは、測定時の気象環境条件が大きく影響し、夜間に上昇して太陽の当たる日中に低下する (森川・佐藤 1976、佐藤・森川 1976)。このため、日中の水ポテンシャルの測定は同日・同時刻において比較することが望ましい。しかし、今回の調査では調査地間の距離が遠いため、全ての試料を同時点で測定することは困難であった (表1)。

表1 コナラの日中の水ポテンシャル (Ψ_w)

(1993.10.26~28 天候: 晴れ)

調査地	Ψ_w (MPa)	日時
横沢	-1.35	10月26日 13:10
羽村市	-1.38	10月26日 11:10
八王子	-1.44	10月27日 10:40
川崎市	-1.89	10月27日 13:30
大田区	-1.63	10月28日 13:00

P-V曲線法により測定された水分生理特性値についてみると(表2)、萎凋点の水ポテンシャル($\Psi_w^{t.p}$)は、五日市町横沢で-2.11MPa、大田区で-2.84MPaの値を示して、上流域ほど高く、下流域ほど低い傾向が認められた。飽水時の浸透ポテンシャル(Ψ_s^{sat})は、羽村市で-1.59MPa、大田区で-2.19MPaの値を示して、上流域ほど高いという、萎凋点の水ポテンシャルと同様の傾向が認められた。また、細胞の体積弾性率(ϵ_{max})は、五日市町横沢で14.4MPa、大田区で25.0MPaの値を示し、上流域ほど低く、下流域ほど高い値であった。

表2 コナラの水分生理特性値 (1993.9.29~30)

調査地	$\Psi_w^{t.p}$	Ψ_s^{sat}	ϵ_{max}
横沢	-2.11	-1.65	14.4
羽村市	-2.13	-1.59	16.4
八王子	-2.71	-1.77	19.5
川崎市	-2.67	-1.96	24.8
大田区	-2.84	-2.19	25.0

単位: (MPa)

$\Psi_w^{t.p}$: 萎凋点の水ポテンシャル

Ψ_s^{sat} : 飽水時の浸透ポテンシャル

ϵ_{max} : 細胞の体積弾性率

1994年7月に測定した萎凋点の水ポテンシャルと飽水時の浸透ポテンシャルは、横沢、網代、青梅市を除くと、羽村市、八王子、川崎市、大田区の順に低く、1993年の調査と同様の傾向であった(表3)。追加して新たに設定した網代と青梅市の調査木は、横沢と同様の水分生理特性値を示した。しかし、細胞の体積弾性率は中流域の八王子が最も低く、1993年とは異なった傾向が認められた。一般に、同樹種間では、強い水ストレス下にある個体ほど萎凋点の水ポテンシャルや飽水時の浸透ポテンシャルが低くなると考えられている。以上の結果から、日中の水ポテンシャル、萎凋点の水ポテンシャルおよび飽水時の浸透ポテンシャルは、上流域ほど高く、下流域ほど低いことが示され、多摩川流域のコナラは下流域に生育する個体ほど、強い水ストレスを受けていることが明らかにされた。

表3 コナラの水分生理特性値 (1994.7.3~4)

調査地	$\Psi_{w^{t10}}$	$\Psi_{s^{sat}}$	ε_{max}
青梅市	-2.01	-1.67	16.2
横沢	-1.97	-1.61	23.0
網代	-1.96	-1.67	16.2
羽村市	-1.81	-1.49	13.2
八王子	-2.11	-1.49	12.4
川崎市	-2.45	-1.73	17.4
大田区	-2.80	-2.01	28.6

単位：(MPa)

$\Psi_{w^{t10}}$: 萎凋点の水ポテンシャル

$\Psi_{s^{sat}}$: 飽水時の浸透ポテンシャル

ε_{max} : 細胞の体積弾性率

(2) 外生菌根菌の菌類相の推移

各調査地に発生した外生菌根菌の総種数についてみると、五日市町横沢以外の調査地においては21~38種が発生したが、五日市町横沢では7および14種であり、他の調査地と比較して外生菌根菌の発生種数が少なかった(表4)。

次に、各調査地に発生した外生菌根菌の属についてみると、フウセンタケ科フウセンタケ属および種数は少ないがヌメリガサ科ヌメリガサ属の種は、上流域の3調査地において子実体が数多く発生した。一方で、キシメジ科キツネタケ属、フウセンタケ科アセタケ属、イグチ科アワタケ属、ニセショウロ科ニセショウロ属の種は、羽村市および中・下流域の4調査地において数多く発生した。また、テングタケ科テングタケ属、イグチ科イグチ属、ニガイグチ属、ベ

表4 各調査地の外生菌根菌発生種数

属	1993年					1994年						
	横沢	羽村	八王子	川崎	大田	青梅	横沢	網代	羽村	八王子	川崎	大田
キシメジ科												
キツネタケ属		2	4	2	2	1			1	3		3
フウセンタケ科												
アセタケ属		2	4	5	8	1	1	1	4	2	3	6
イグチ科												
アワタケ属		2	2	2	2				2	1	1	1
ニセショウロ科												
ニセショウロ属		1		1	1						1	1
ヌメリガサ科												
ヌメリガサ属	1		1	1				1	1		1	
フウセンタケ科												
フウセンタケ属	1	2		1		9	1	7			1	2
テングタケ科												
テングタケ属	1	3	7	7	4	9	1	7	5	6	1	8
イグチ科												
イグチ属		1		1		1				1	2	1
ニガイグチ属			2	3		2	2	3		1	1	
ベニタケ科												
ベニタケ属	1	11	6	4	12	4	2	6	12	6	4	11
チチタケ属	1	3	3	1	2	4	4	3	4	3	1	1
キシメジ科												
シメジ属							1					
キシメジ属						1						
フウセンタケ科												
ワカフサタケ属	1	1				1		1	2			
イッポンシメジ科												
イッポンシメジ属								1				
ヒダハタケ科												
ヒダハタケ属					1							
イグチ科												
ヌメリイグチ属					1						1	1
クリイロイグチ属			1									
キヒダタケ属	1	1				1			1			
ウツロイイグチ属				1	1	1					1	
キイロイグチ属										1	2	
ヌメリコウジタケ属						1		1				
ヤマイグチ属										1		
イグチ科未同定種								1		1	2	1
オニイグチ科												
オニイグチ属						1						
ヤシャイグチ属		1							1			
アンズタケ科												
アンズタケ属		1						1				
ホウキタケ科												
ホウキタケ属								1				
タチウロコタケ科												
ハナウロコタケ属								1		1		
イボタケ科												
イボタケ属			1							1		
チャハリタケ属					1						1	1
コウタケ属						1						
チャワンタケ科												
チャワンタケ属	1											
計 32属	7	31	32	29	35	38	14	33	33	28	21	38

ニタケ科ペニタケ属、チチタケ属の種は、多摩川の上流域から下流域まで多くの発生がみられ、その中でも特にテングタケ科テングタケ属とペニタケ科ペニタケ属の種は多く観察された。

外生菌根菌の子実体発生の時期は、大田区では外生菌根菌の子実体が6月上旬から10月下旬であった(図2、図3)。特に、1993年の大田区では6～7月と9月にそれぞれ8種と11種が発生し、梅雨期と秋期に子実体発生のピークがみられた。この傾向はすべての調査地で認められ、菌類の子実体発生に共通した傾向であった(図2、図3)。

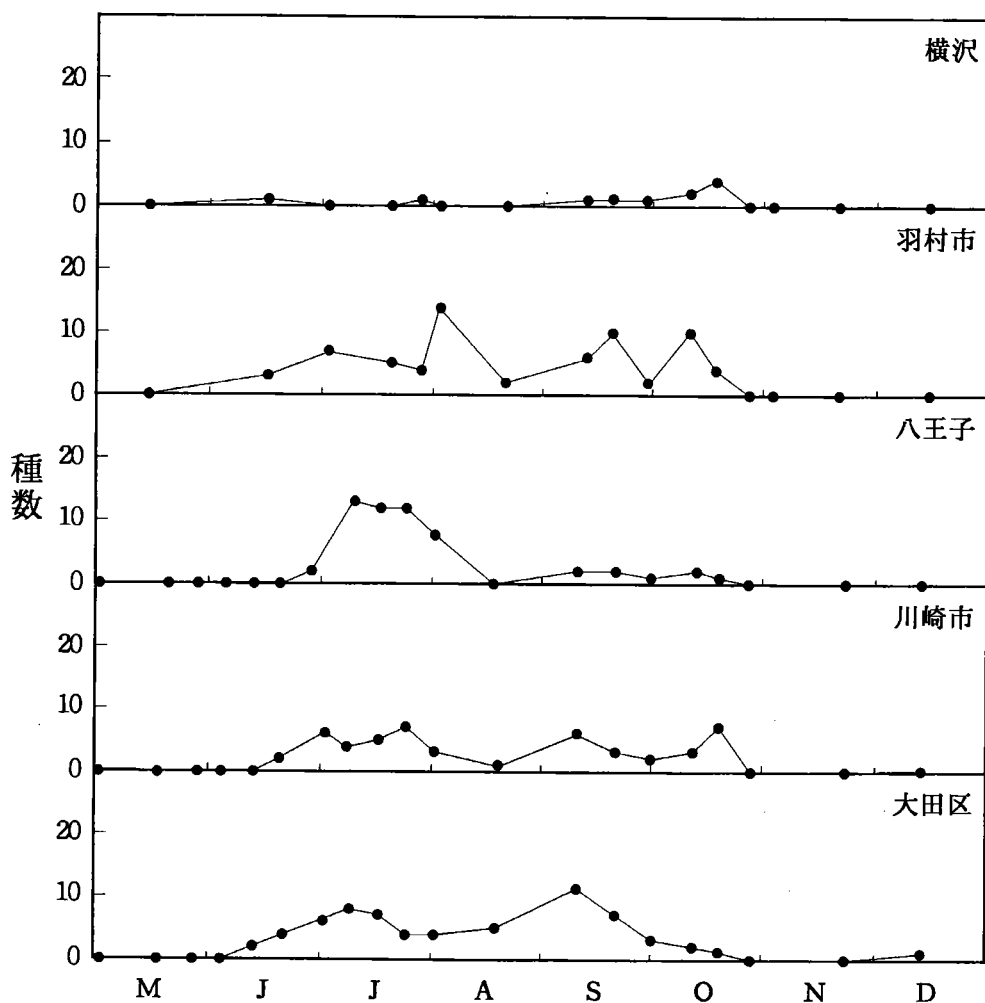


図2 子実体発生の季節変化 (1993年)

梅雨期と秋期に発生した外生菌根菌の種数についてみると、上流域の青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の3調査地では、梅雨期に2～8種が発生し、羽村市および中下流域の4調査地では梅雨期に10～29種が発生した(表5)。しかし、秋期には、上流域の3調査地で6～34種、羽村市および中下流域の4調査地では7～32種が発生して、上流域と中下流域との間に差はみられなかった。このため、上流域の青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の3調査地で

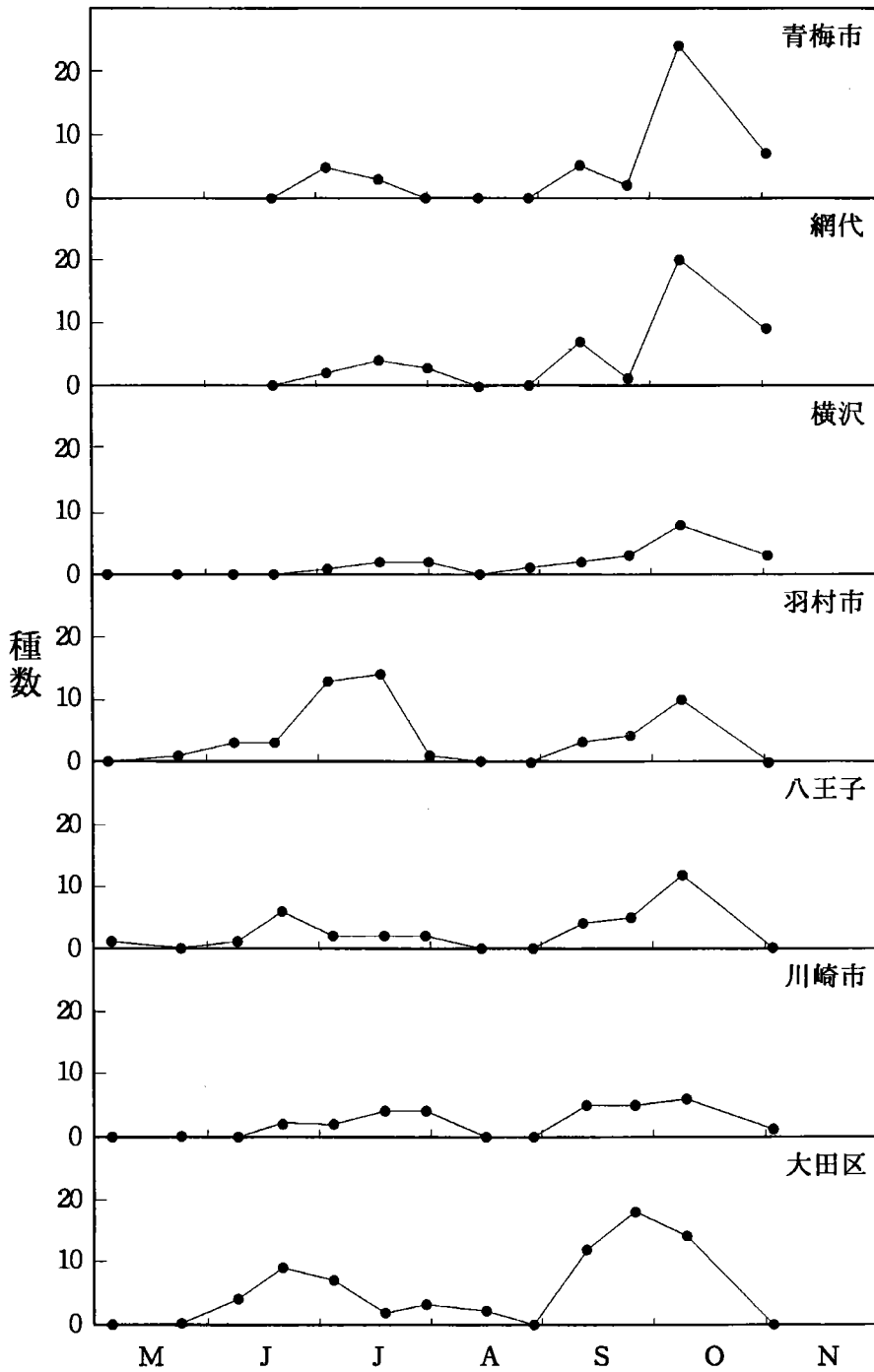


図3 子実体発生の季節変化 (1994年)

表5 梅雨期および秋期に発生した外生菌根菌の種数

調査地	1993年		1994年	
	梅雨期	秋期	梅雨期	秋期
青梅市			8	34
横沢	2	6	4	12
網代			8	30
羽村市	26	16	21	15
八王子	29	7	11	21
川崎市	16	16	10	15
大田区	21	19	15	32

は梅雨期に発生する種が少なく、羽村市および中下流域の4調査地では、梅雨期に発生する種が多い傾向が見られた。

以上のように、各調査地に発生した外生菌根菌の種や発生時期に違いが見られたことから、上流域の青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の3調査地と、羽村市および中下流域の4調査地とでは、外生菌根菌の菌類相が異なっていると考えられた。

(3) 表層土壌の環境

A₀層の厚さは、羽村市と大田区で1.3cmと最も薄く、青梅市では2.0cmと最も厚かった。このため、A₀層の厚さは羽村市を除いた上流域で厚く、下流域で薄い傾向が認められた(表6)。

表層土壌の硬度についてみると、最も大きいのは大田区で、次いで羽村市であった(表6)。特に、大田区と羽村市では土壌硬度の標準偏差が他の調査地と比較して特に高い値を示したことから、土壌の堅い場所と柔らかい場所とが混在しているものと考えられた。このような調査地間の土壌環境の違いの原因として、今回の調査地が特に下流域の公園内に残された林分であったことから、踏圧などによる影響が強いと考えられた。そこで、調査地のある自治体の人口密度についてみると(表7)、羽村市が高いことを除くと上流域ほど人口密度が低く、下流域ほど人口密度が高い傾向が見られた。この傾向は、A₀層の厚さや表層土壌の硬度と類似した傾向を示した。このことから、調査地内の表層土壌の硬度は、周辺人口密度と関係が深いと推測された。

表6 調査地の土壌環境

調査地	A ₀ 層 (cm)	土壌硬度	
		(kg/cm ²)	標準偏差
青梅市	2.0	0.7	0.4
横沢	1.7	0.6	0.6
網代	1.5	1.4	0.5
羽村市	1.3	2.1	1.8
八王子	1.4	0.9	0.6
川崎市	1.4	1.4	0.6
大田区	1.3	3.8	3.7

表7 多摩川調査地周辺の人口密度

(1990年国勢調査)

調査地	人口密度	備考
青梅市	1,220	青梅市
横沢	423	五日市町
網代	423	五日市町
羽村市	5,258	羽村市
八王子	2,503	八王子市
川崎市	8,286	川崎市
大田区	11,514	大田区

(単位：人/km²)

(4) 樹木の水分生理状態と菌類相との関係

今回の調査において、樹木の水分生理状態が良好であった上流域の青梅市、五日市町横沢、五日市町網代の3調査地の外生菌根菌の菌類相には、類似した傾向が認められた。また、強い水ストレス下にあった中・下流域の八王子市、川崎市、大田区の3調査地の外生菌根菌の菌類相も、類似していた。これらのことから、樹木の水分生理状態と外生菌根菌の菌類相との間に

は密接な関連があるものと推測される。しかし、羽村市においては樹木の水分生理状態が良好であるにも関わらず、外生菌根菌の菌類相は中・下流域と類似した傾向を示した。羽村市および中・下流域の4調査地に多くみられたキシメジ科キツネタケ属・フウセンタケ科アセタケ属・イグチ科アワタケ属・ニセシヨウロ科ニセシヨウロ属の種は、地表に攪乱が多い場所に発生することが多いと考えられている種であり(相良 1976、下川 1981、Kuyper 1986、今関・本郷 1989)、羽村市の土壤環境は下流域の大田区に近いことから、外生菌根菌の菌類相には、樹木の生理状態とともに人為による土壤環境への影響も無視できないものと考えられる。

4. 提言

多摩川流域の環境ストレス下のコナラ林では、外生菌根菌であるキツネタケ属、アセタケ属、アワタケ属、ニセシヨウロ属の菌類が増加し、ヌメリガサ属、フウセンタケ属の菌類が減少する。このことは、樹木の健全度と外生菌根菌の菌類相が密接な関係にあり、外生菌根菌の菌類相は環境指標性が高いことを示している。そこで、多摩川流域の環境保全の指標として、外生菌根などの菌類相を環境の指標とした植生管理の方法について、今後検討する必要がある。

5. 引用文献

- Brownlee, C., Duddridge, J.A. Malibari, A. and Read, D.J.(1983) The structure and function of mycelial systems of ectomycorrhizal roots with special reference to their role in forming inter-plant connections and providing pathways for assimilate and water transport. *Plant and Soil* 71:433-443.
- Duchesne, L.C., Peterson, R.L. and Ellis, B.E.(1988) Interaction between the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* and *Pinus resinosa* induces resistance to *Fusarium oxysporum*. *Can. J. Bot.* 66:558-562.
- Duddridge, J.A., Malibari, A. and Read, D.J.(1980) Structure and function of mycorrhizal rhizomorphs with special reference to their role in water transport. *Nature* 287:834-836.
- 浜端悦治(1980) 都市化にともなう武蔵野平地部二次林の草本層種組成の変化—都市近郊の森林植生の保全に関する研究 I—。日本生態学会誌 30:347-358.
- 今関六也・本郷次雄(1989) 原色日本新菌類図鑑(II) 315pp, 保育社, 東京.
- Kuyper, T.W.(1986) A revision of the genus *Inocybe* in Europe. I. Subgenus *Inosperma* and the smooth - spored species of subgenus *Inocybe*. *Persoonia - Suppl.* Vol.3.
- Melin, E. and Nilsson, H.(1952) Transport of labelled nitrogen from an ammonium source to pine seedlings through mycorrhizal mycelium. *Svensk Botanisk Tidskrift* 46:281-285.

- Melin, E. and Nilsson, H. (1954) Transport of labelled phosphorus to pine seedlings through the mycelium of *Coutinarius glaucopus* (Schaeff. ex Fr.) Fr. Svensk Botanisk Tidskrift 48:555-558.
- Melin, E. and Nilsson, H. (1955) Ca⁴⁵ used as indicator of transport of cations to pine seedlings by means of mycorrhizal mycelium. Svensk Botanisk Tidskrift 49:119-122.
- Melin, E. and Nilsson, H. (1957) Transport of C¹⁴-labelled photosynthate to the fungal associate of pine mycorrhiza. Svensk Botanisk Tidskrift 51:166-186.
- 森川靖・佐藤明(1976) 幹の樹液流速と樹幹部の木部圧ポテンシャル. 日林誌 58:11-14.
- 奥富清・辻誠治・小平哲夫(1976) 南関東の二次林植生—コナラ林を中心として—. 東京農工大学演習林報告 13:55-66.
- 相良直彦(1976) アンモニア菌類の増殖-“処理”による地上性菌類の実験生態学的研究-. In 微生物の生態3. 日本微生物生態学会編、153-178, 学会出版センター、東京.
- 佐藤明・森川靖(1976) ふたつの斜面に生育するスギ林分における木部圧ポテンシャルの日経過. 日林誌 58:321-327.
- 下川利之(1981) アカマツ林の下層植生の調節とA₀層の除去がきのこと土壤生物に与える影響. 森林立地 23(1):1-8.

多摩川河川域の水辺植生とその分布特性

東京農工大学農学部 星野 義延

河川植生に関する研究には中流域の河川の横断面に沿った変化に関する研究が多く、河川の縦断面に相当する川の流れに沿った植生の分布構造についての研究は大場(1985)などにみられるものの少ない。このため、ひとつの河川の流域単位として河川植生を調査したものはほとんどみられない。本研究では多摩川の支流を含む上流域から河口域までの水辺植生群落の分布を調査し、川の流れに沿った植生の移り変わりについて検討した。

1. 調査および解析方法

(1) 現地調査

調査範囲は河川に沿って、長さ約50mから300mとし、幅は堤防や崖で区切られた範囲とした。このため、調査区の面積は一定ではない。

植物群落は群落の優占種に基づいて判定し、調査区内で優占種の高さを1辺とする方形の面積以上の広がりがあるものをリストした。また、優占種の高さが1m未満の群落についてはおおむね1m²の広がりを持つものとした。

多摩川流域の105地点で調査を行った(図1)。

(2) 解析方法

調査区の類型は群落のあるなしのデータを用いた TWINSpan 法によって行った。

2. 結果および考察

多摩川の支流域を含む河川域の植物群落(優占群落)の分布を調査した。認められた群落の分布データをもとに調査地点を TWINSpan 法によって6つのグループに分けることができた(表1)。調査区群1から調査区群4はオオイヌタデ群落、クサヨシ群落、オオブタクサ群落など土砂の堆積した湿地に出現する群落が特徴であり、調査区群5と6はナルコスゲ群落、ヒメウツギ群落、タマアジサイ群落の3群落が出現している。

6調査区群ごとの分布を見ると(図2)、調査区群1は多摩川の下流部と低地や台地上を流れる中小河川にみられるものであった。調査区群2は多摩川本流や浅川の主として中流部にみられ、中小河川にはほとんどみられなかった。調査区群3は中小河川にみられることがわかった。調査区群4は丘陵地の谷底にみられる。さらに調査区群5、6は山地の渓流域に特徴的にみられた。このように多摩川の河川域においては台地低地や丘陵地を流れる中流部から下流部の植生と山地を流れる上流部や源流部の植生とでは群落構成に大きな違いがあることがわかる。

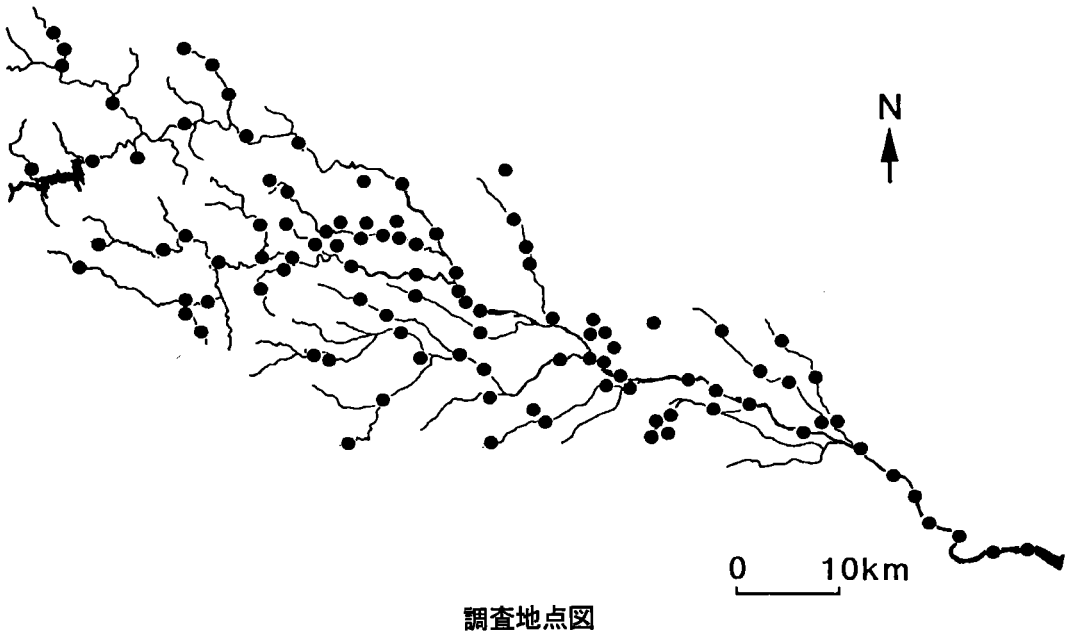
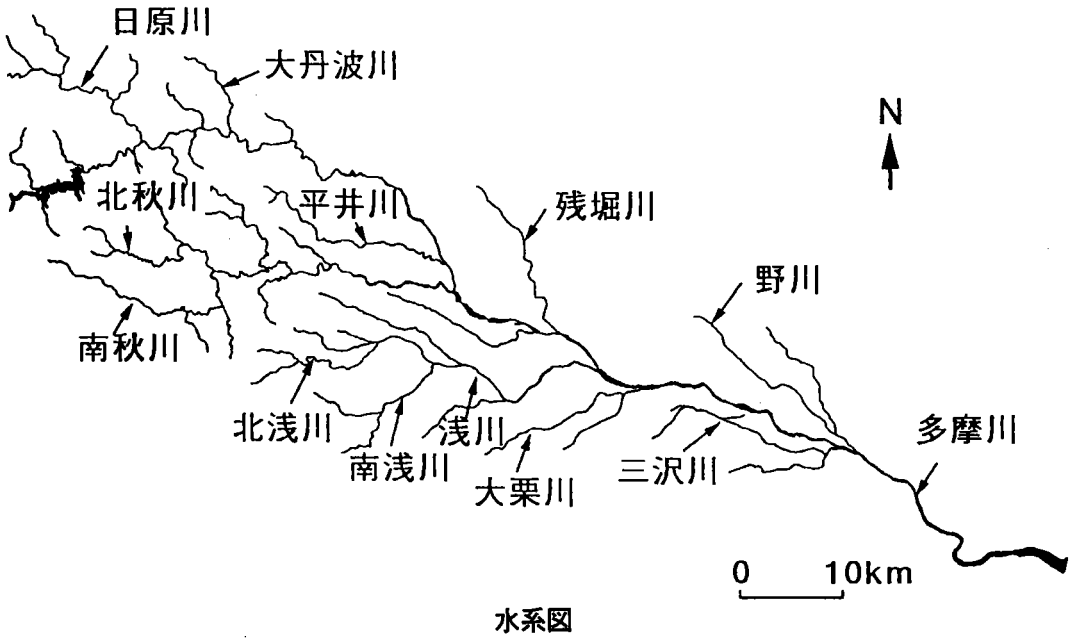


図1 水系図 調査地点図

さらに、各調査区群に特徴的な植物群落をあげると調査区群2, 4, 5で河川特性に対応した群落が存在することがわかった(表2)。調査区群2にはカワラヨモギ群落、カワラニガナ群落などの河川の礫地に生育する植物群落が特徴的に出現し、調査区群4にはミヤマシラスゲ

群落やシラコスゲ群落などの湧水地にみられる植物群落が特徴的に出現している。また、調査区群5にはヤシャゼンマイ群落、サガミニガナ群落など溪流植物の優占群落が特徴的に出現した。

台地や低地にみられる中小河川の植生は、多摩川の下流部の調査区群と同じグループに属することがわかった。このような中小河川の多くにはかつてはミクリ類やクロモなどの沈水植物群落が分布していたと考えられる。中小河川では河川改修や水質の悪化などの要因によって特徴的な植生が消失した可能性が考えられた。

また、帰化植物の優占する群落の割合は調査区群5、6では低く、山地では少なく、調査区群1、2、3で高い値を示している(表3)。帰化植物群落の割合は河川に対する各欄の指標になると考えられる。

表1 群落群を用いたTWINSPANによるスタンドの分類

スタンド群番号	1	2	3	4	5	6
調査区数	30	22	12	6	20	15
オオイヌタデ群落	III	V	III	II	r	+
クサヨシ群落	III	IV	V	V	r	.
オオブタクサ群落	III	V	V	II	.	.
オギ群落	IV	IV	I	V	.	.
ナルコスゲ群落	.	+	+	.	V	V
ヒメウツギ群落	III	IV
タマアジサイ群落	.	.	+	I	II	IV
アメリカセンダングサ群落	+	II	IV	IV	I	.
コアカソ群落	.	r	III	I	III	.
セリ群落	+	I	III	III	+	+
キショウブ群落	+	I	III	II	r	.
ヤナギタデ群落	II	IV	+	.	I	+
クコ群落	II	II
ウワバミソウ群落	II	IV
イワタバコ群落	+	IV
クサコアカソ群落	.	.	+	I	I	IV
カラムシ群落	+	I	+	I	III	.
ネコヤナギ群落	.	I	.	.	III	.
ツルヨシ群落	I	IV	II	.	IV	II
イタドリ群落	I	V	II	I	II	II
マルバヤハズソウ群落	.	IV
タチヤナギ群落	I	III	I	III	.	.
サンカクイ群落	I	II	.	III	.	.

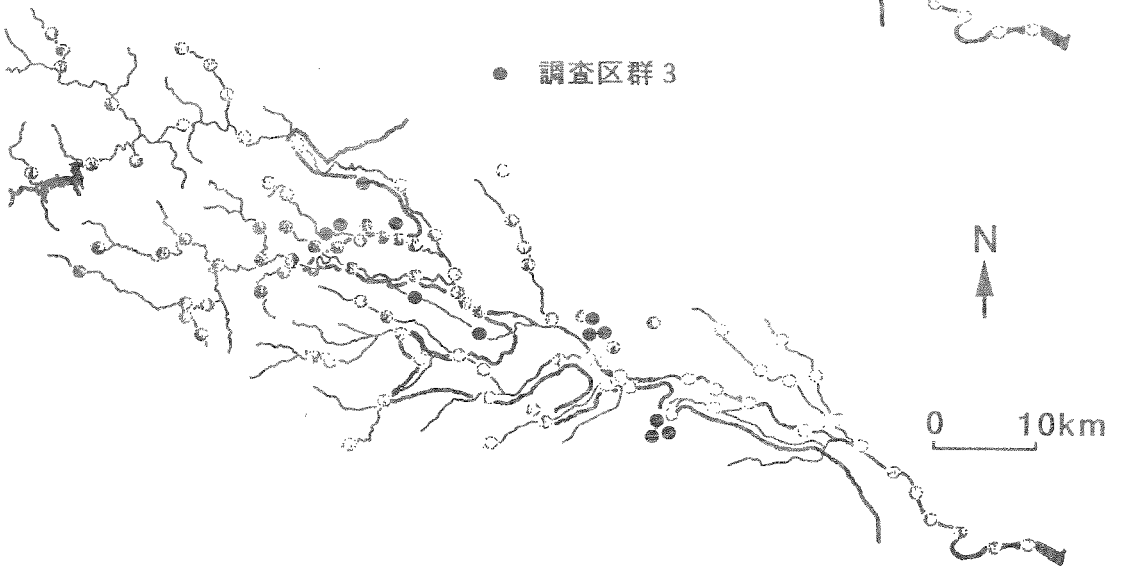
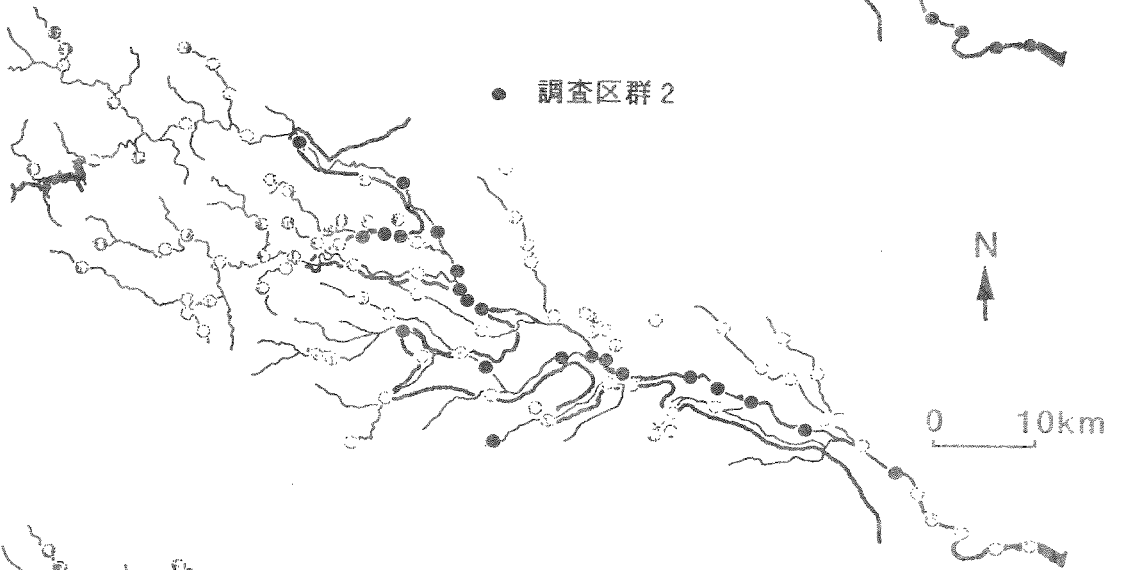
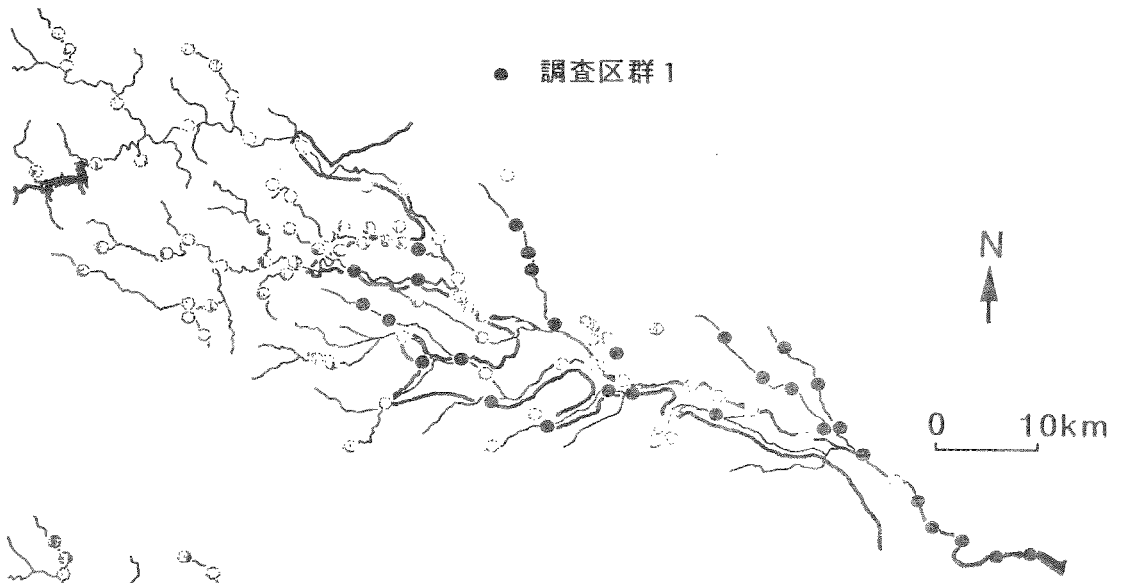


図 2 - 1

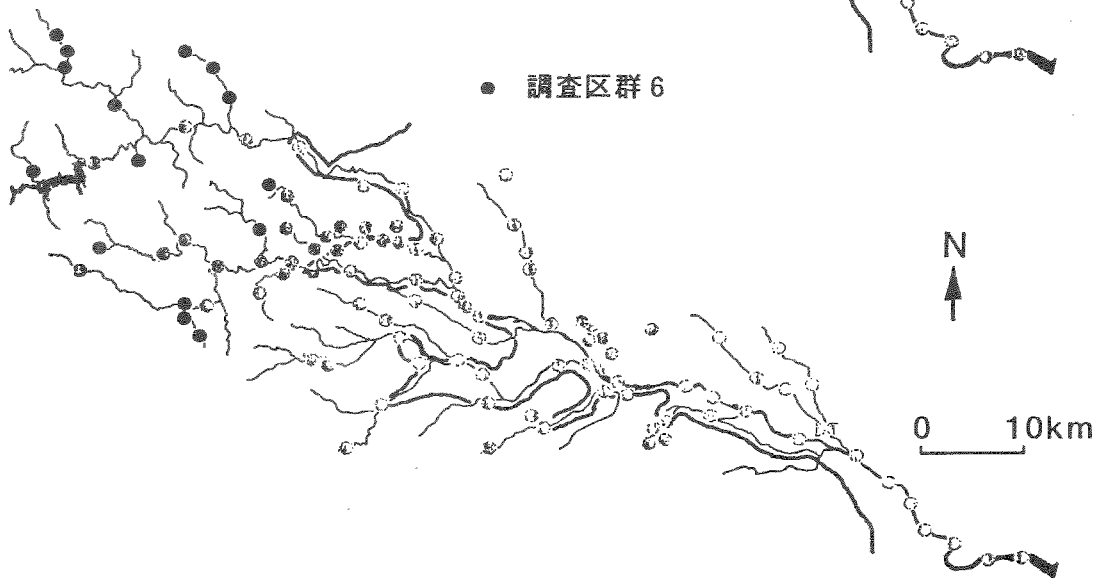
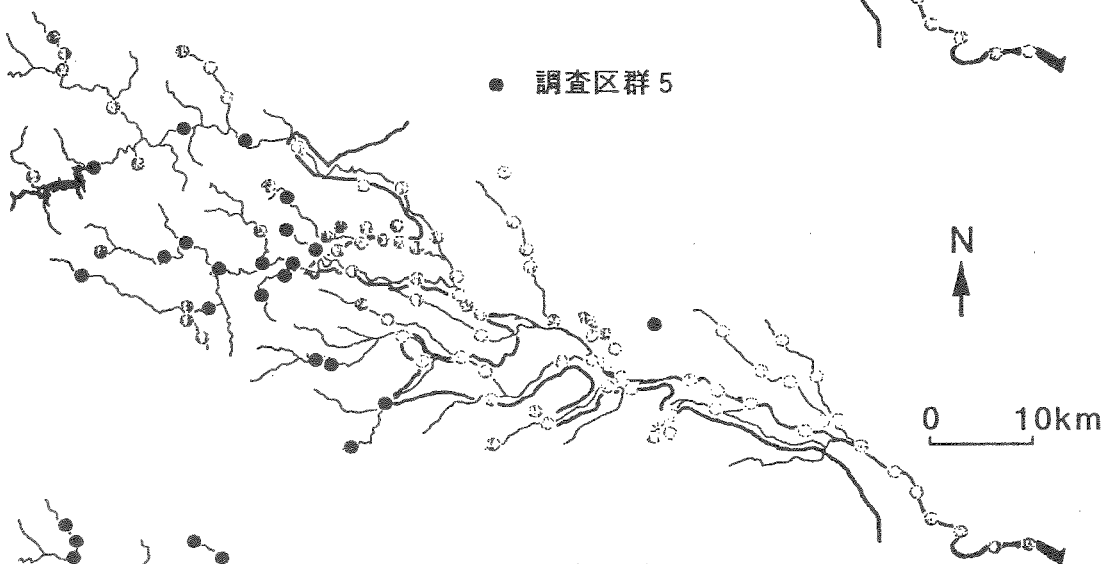


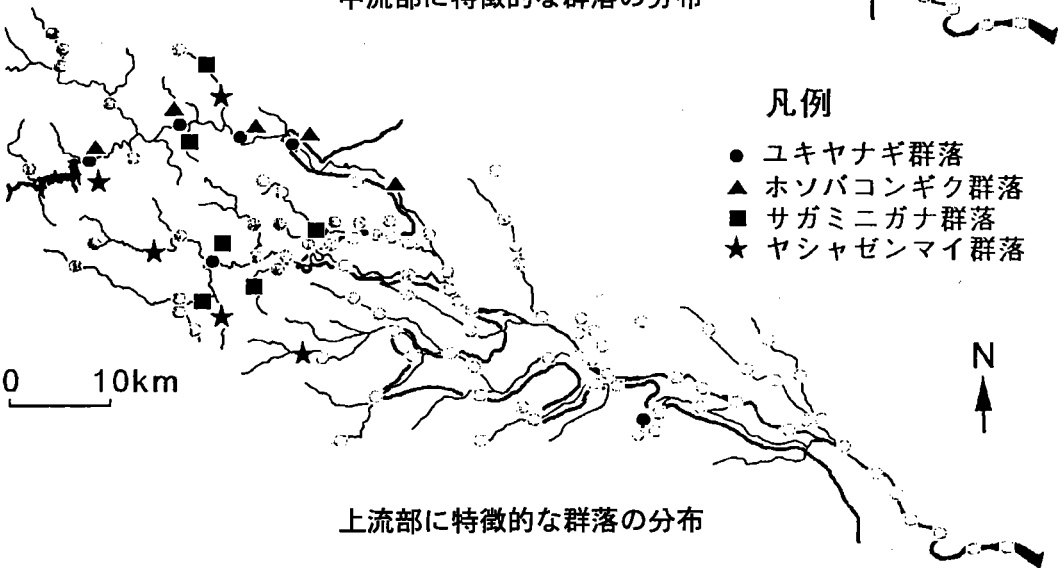
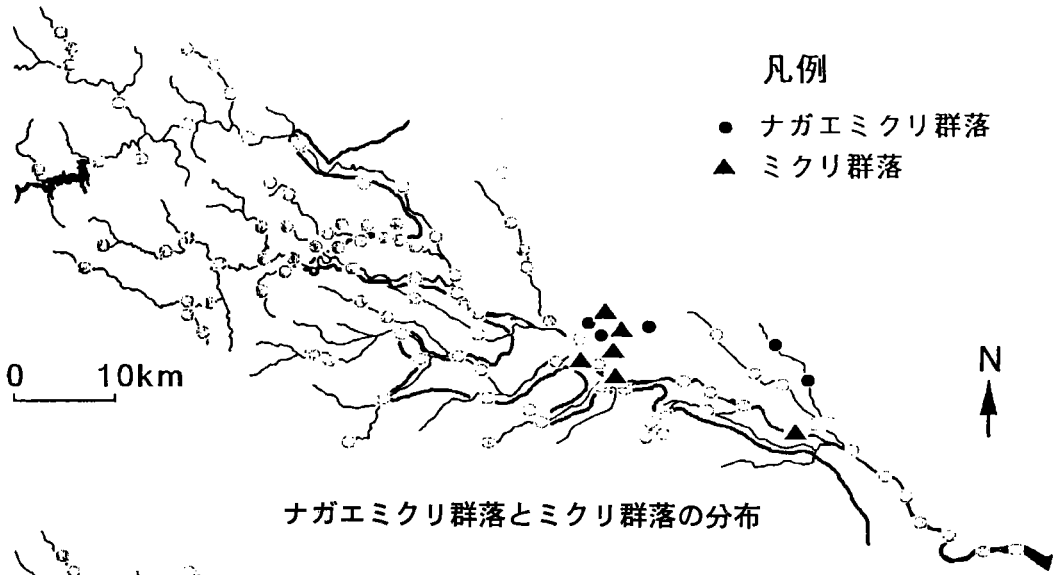
図 2 - 2

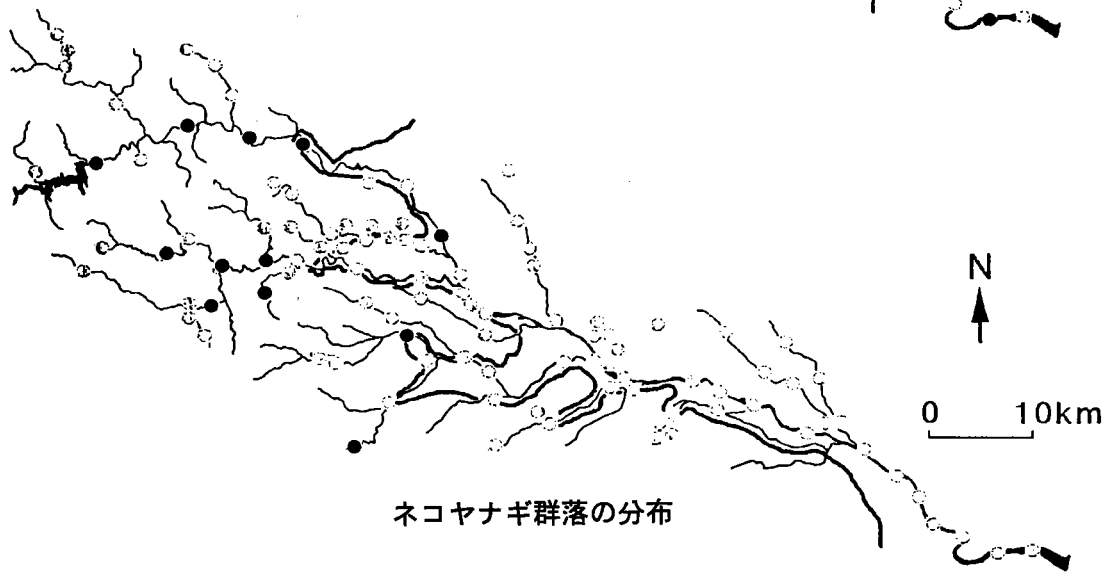
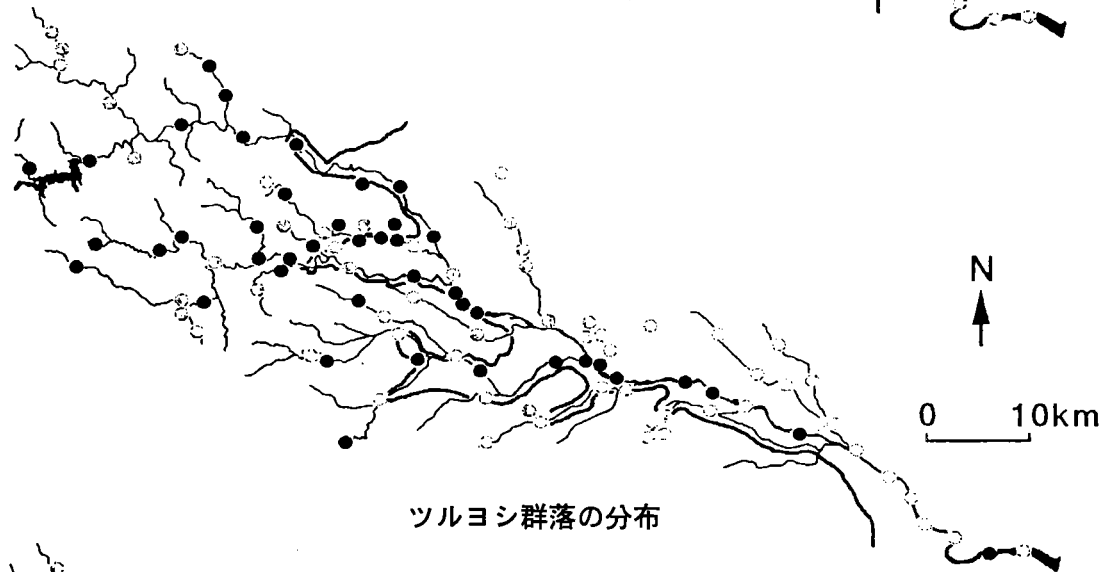
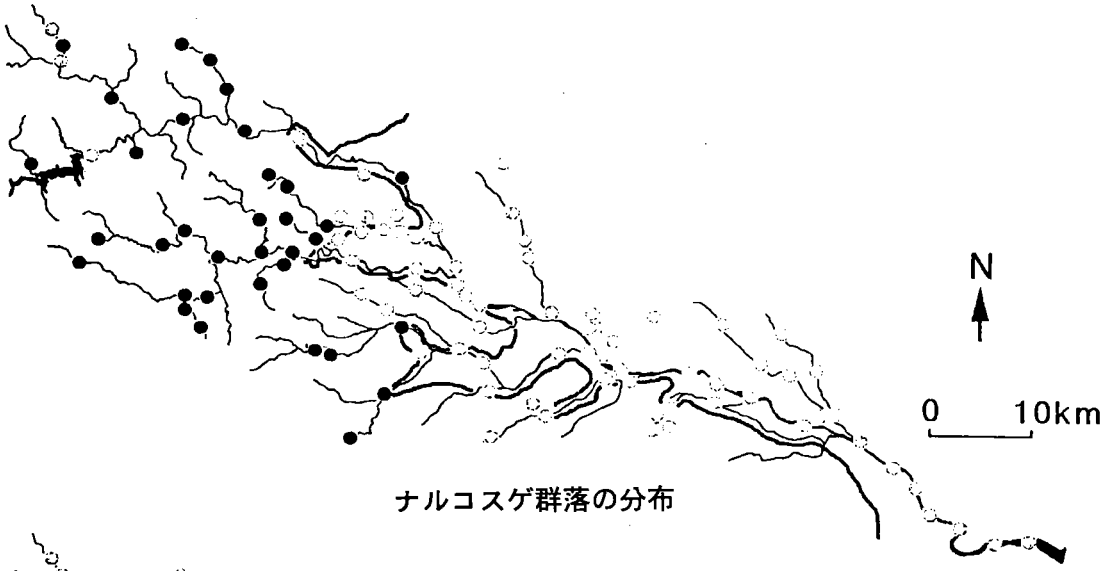
表2 各スタンド群に特徴的に出現する群落

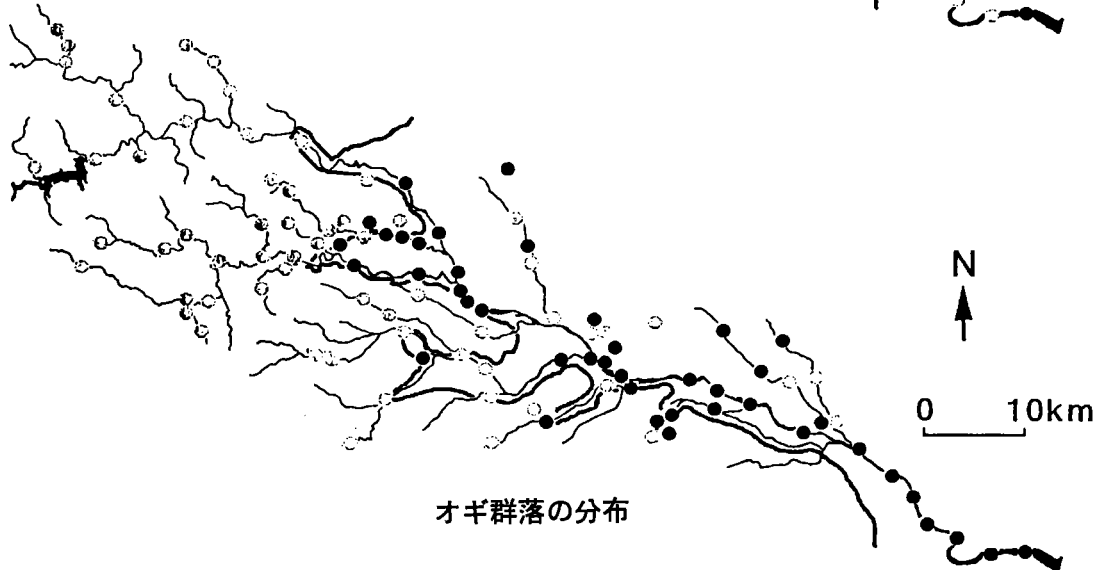
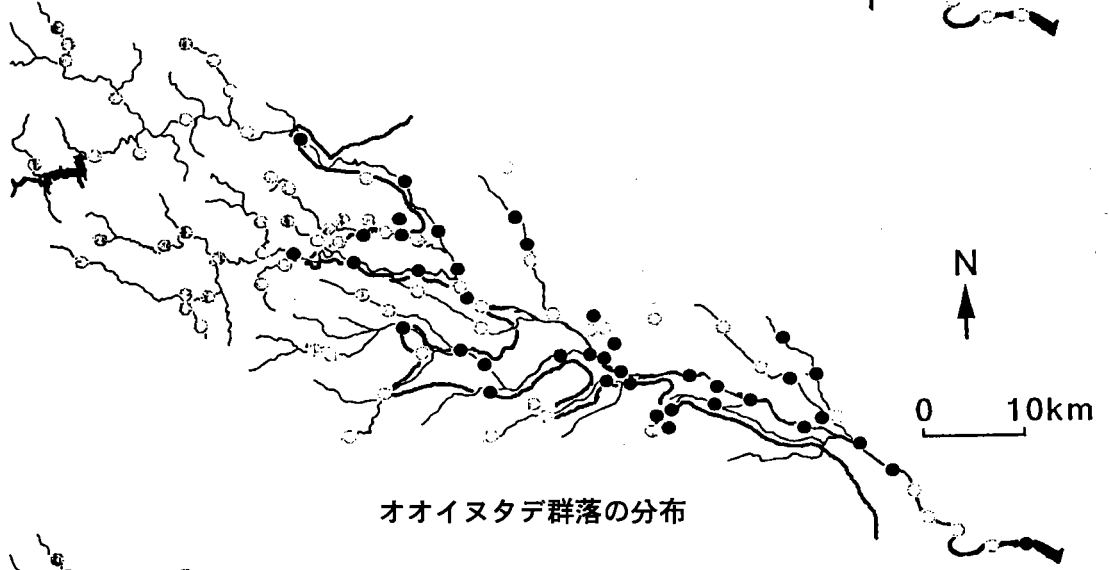
スタンド群番号	1	2	3	4	5	6
調査区数	30	22	12	6	20	15
セイバンモロコシ群落	Ⅲ	I	・	I	・	・
メドハギ群落	+	Ⅲ	・	・	・	・
ツルマンネングサ群落	+	Ⅲ	・	・	r	+
ムラサキエノコロ群落	・	Ⅱ	・	・	・	・
カワラヨモギ群落	・	I	・	・	・	・
カワラサイコ群落	・	I	・	・	・	・
カワラノギク群落	・	I	・	・	・	・
カワラニガナ群落	・	I	・	・	・	・
ヤブマオ群落	・	・	Ⅲ	・	r	・
アズマネザサ群落	・	I	Ⅲ	I	I	+
ヤマグワ群落	・	・	Ⅱ	・	・	・
イ群落	・	・	・	Ⅲ	・	・
チゴザサ群落	・	・	+	Ⅲ	・	・
ミヤマシラスゲ群落	・	・	・	Ⅱ	・	・
シラコスゲ群落	・	・	・	Ⅱ	・	・
ヒメジソ群落	・	・	・	Ⅱ	・	・
サガミニガナ群落	・	・	・	・	Ⅱ	+
ユキヤナギ群落	・	r	+	・	I	・
ヤシャゼンマイ群落	・	・	・	・	I	+
ホソバコンギク群落	・	・	・	・	I	・
ヒメレンゲ群落	・	・	・	・	I	Ⅲ
コチャルメルソウ群落	・	・	・	・	・	Ⅱ
ホトトギス群落	・	・	・	・	・	Ⅱ

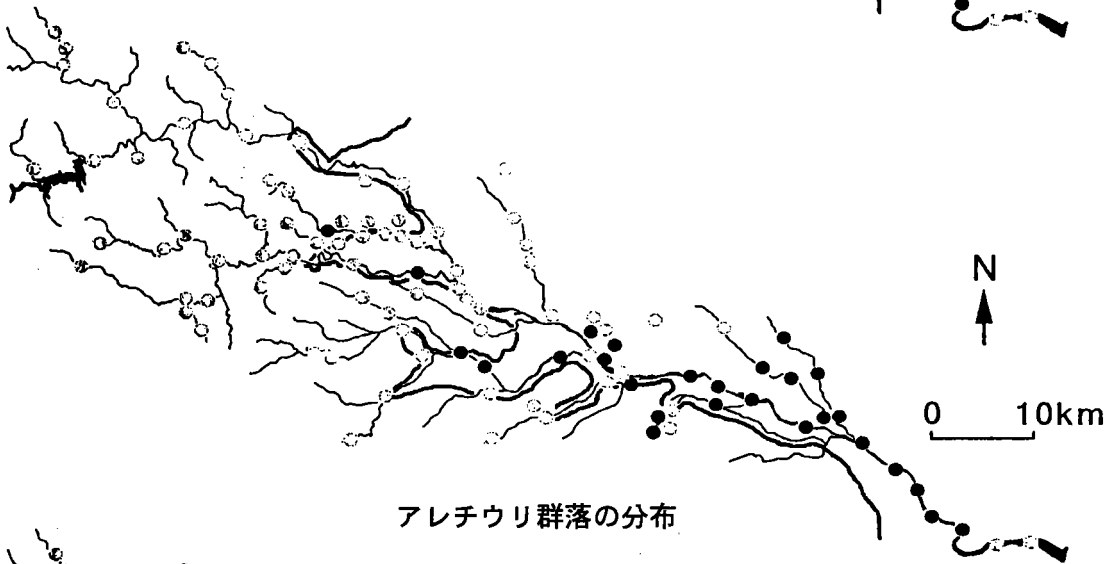
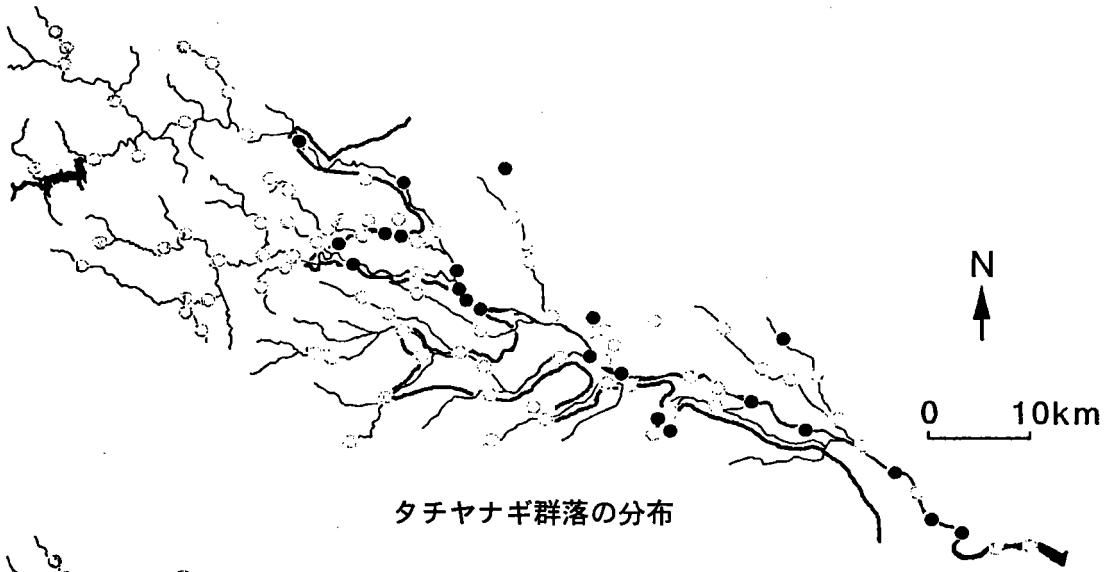
表3 各スタンド群における帰化群落率の比較

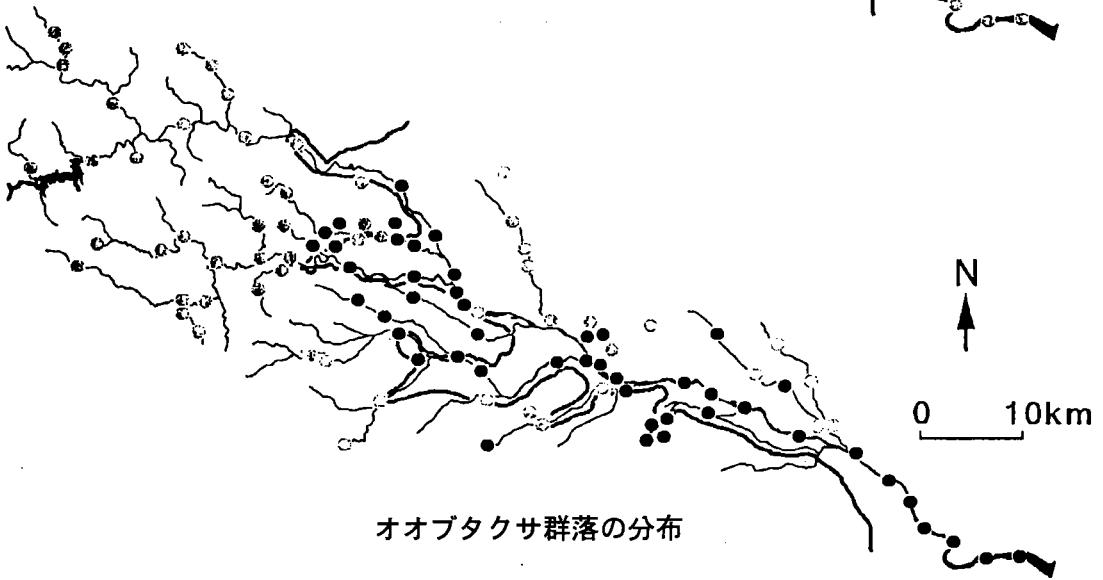
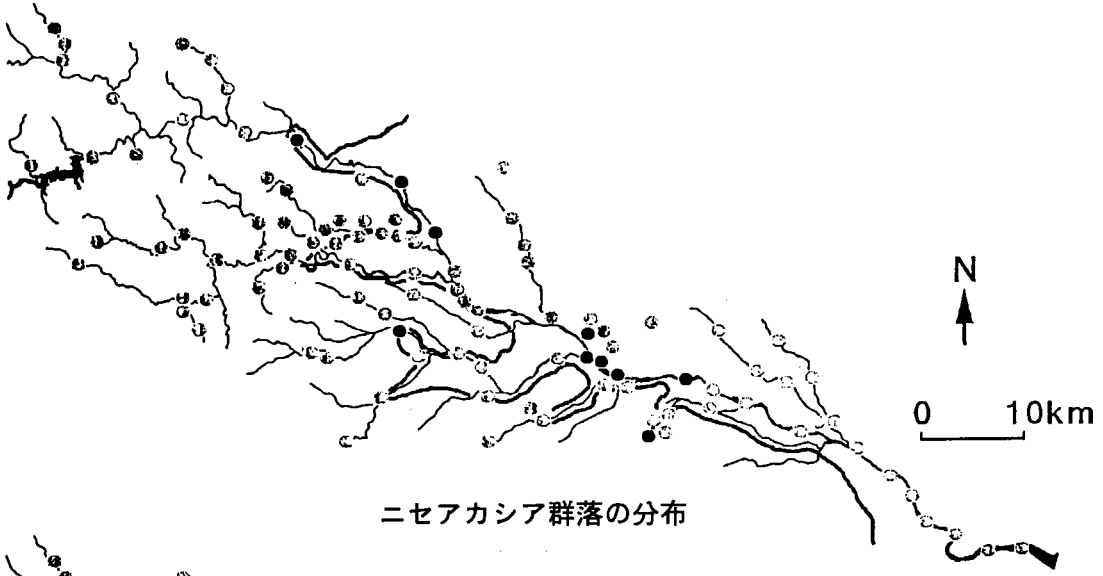
スタンド群	1	2	3	4	5	6
スタンド数	30	22	12	6	20	15
帰化群落出現スタンド数	30	22	12	5	12	1
帰化群落率(%)	36.26	26.04	23.21	12.03	6.08	0.42
SD(%)	12.66	7.05	6.98	9.31	6.60	1.56
最大(%)	66.67	40.00	36.84	27.78	21.43	6.25
北米原産帰化群落比(%)	45.37	53.63	57.54	61.33	28.33	0.00











多摩川中流域河川植生に与える人為的影響

大塚俊之*・大沢雅彦**

*千葉大学大学院自然科学研究科生態学研究室

**千葉大学理学部生態学研究室

1. はじめに

河川の氾濫原は洪水のような定期的な大規模の自然攪乱があり、礫質の土壌で夏期には乾燥が厳しいといった非常に特殊な立地であり、独特の河川植生が形成される (Haslam 1978, Kalliala & Puhakka 1988, Nilsson 1987, Hupp 1992)。日本での多摩川等の河原レキ地の微地形と植生との関係はくわしく調べられてきており、流水面からの比高や表層堆積物の粒度組成の違いなどの差異によって多様な河川植生が成立することが報告されている (石川 1988, 1991; 倉本ら 1993; 加藤ら 1993)。また河川の氾濫原には専在的に分布する種も数多く知られており、倉本ら (1993) の多摩川中流での河辺構成種の分布特性についての研究によれば、このような種であるカワラノギク・カワラヨモギ・カワラサイコ・カワラニガナはいずれもレキ質の立地に分布中心を持ち水面からの高さによって住み分けが見られた。

しかし実際にはこれらの典型的な河川植生は最近では減少しており (倉本ら 1992)、例えばカワラノギクは、日本版レッドデータブック (我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会 1989) において危急種に指定されている。倉本 (1995) は①攪乱をもたらす増水頻度の低下、②競合する植物の生育を助長させる水質の富栄養化と河床堆積物の細粒化、③河川敷の公園化に伴う生育可能場所の減少、④河川構造物の増加による地形の変化の減少、⑤新たな帰化植物の侵入などによる競合する多年草の増加といった生育環境の悪化がカワラノギク固体群の減少を引き起こしていると述べている。このようにダムや公園の建設、排水の流出といった間接的な人為的攪乱がこれらの固体群の動態に強く影響していることになる。このような間接的な人為的影響と同時に、最近アウトドアブームで四輪駆動の自動車でも河川敷を走り回ったり、河原でキャンプをするなどの直接的な人為的影響が河川植生に及んでいる。

このように元来、洪水という自然的攪乱要因のもとで成立していた河川植生に間接的、直接的な人為的攪乱が加わっており、これらの群落の構造や動態に多大な影響を与えているが、こうした人為的な攪乱が河川植生に対してどのような影響を与えているかを評価した研究は少ない。これらの人為的な影響の評価は人間による河川敷の利用と河川植

生の保全とを考える場合には不可欠の研究であると考えられる。そこで本研究では主につぎの2点を目的として研究を行った。(1)特に河原レキ地の土壌環境に注目して、現在の河川植生に与える間接的・直接的な人為的影響について考察する。(2)その結果から最終的に植物群落から見た河原レキ地への人為的影響の評価方法を開発する。

本研究をまとめるにあたって東京農工大学星野義延博士、東京大学千葉演習林前原忠博士には調査場所の選定等において便宜を図っていただきました。土壌の分析に関しては農林水産省農業環境技術研究所植生生態研究室の皆さま、特に小泉博士に詳しく教えていただきました。東京都環境保全局の倉本宣博士には河川植生に関する貴重な資料を送っていただきました。千葉大学理学部生態学研究室の吉井孝樹さん、高山由香理さんには現地調査と植物のスケッチを手伝っていただいた。以上の方々のご厚意に深く感謝し、心よりお礼申し上げます。

2. 調査方法

2-1. 調査地の概要

調査は車でアクセスを考えて多摩川中流域（秋川・平井川を含む）の主要な橋の付近の河原で1995年10月24日～27日に行った。調査地点は多摩川の1)羽村大橋付近の河原（Hamural）、2)羽村大橋から少し下流部の河原（Hamura2）、3)多摩橋付近の河原（Tama）、4)睦橋付近の河原（Mutumi）、平井川の5)秋川市民プールそばの多自然型工法立地の河原（Hirai1）と6)同立地の中洲部分（Hirai2）、秋川の7)秋留橋付近の河原（Akiru）、8)東秋留橋付近の河原（East Akiru）、9)東秋川橋付近の河原（Akikawa）の9地点である（図1）。

2-2 群落調査とデータの解析

基本的に各調査地点で川岸から内陸に向かって幅2m（場所によっては幅1m）のトランセクトを1個設置して、群落調査を行った。トランセクトの長さは各調査地点の河原の広さによって異なっており、川岸から1m～2m間隔でトランセクトを複数のコドラート（2m×2m）に分割してその中で群落調査を行った（表1）。調査プロットは9本のトランセクトで全37プロットである。群落調査はシダ植物以上のすべての高等植物において、種ごとの最大自然高（H；cm）と被度（C；%）を測定した。また同時にコドラートごとの植被率（%）も測定した。

群落データは、種のリストとその量的な測度（優占度）からなる。各プロットに生育

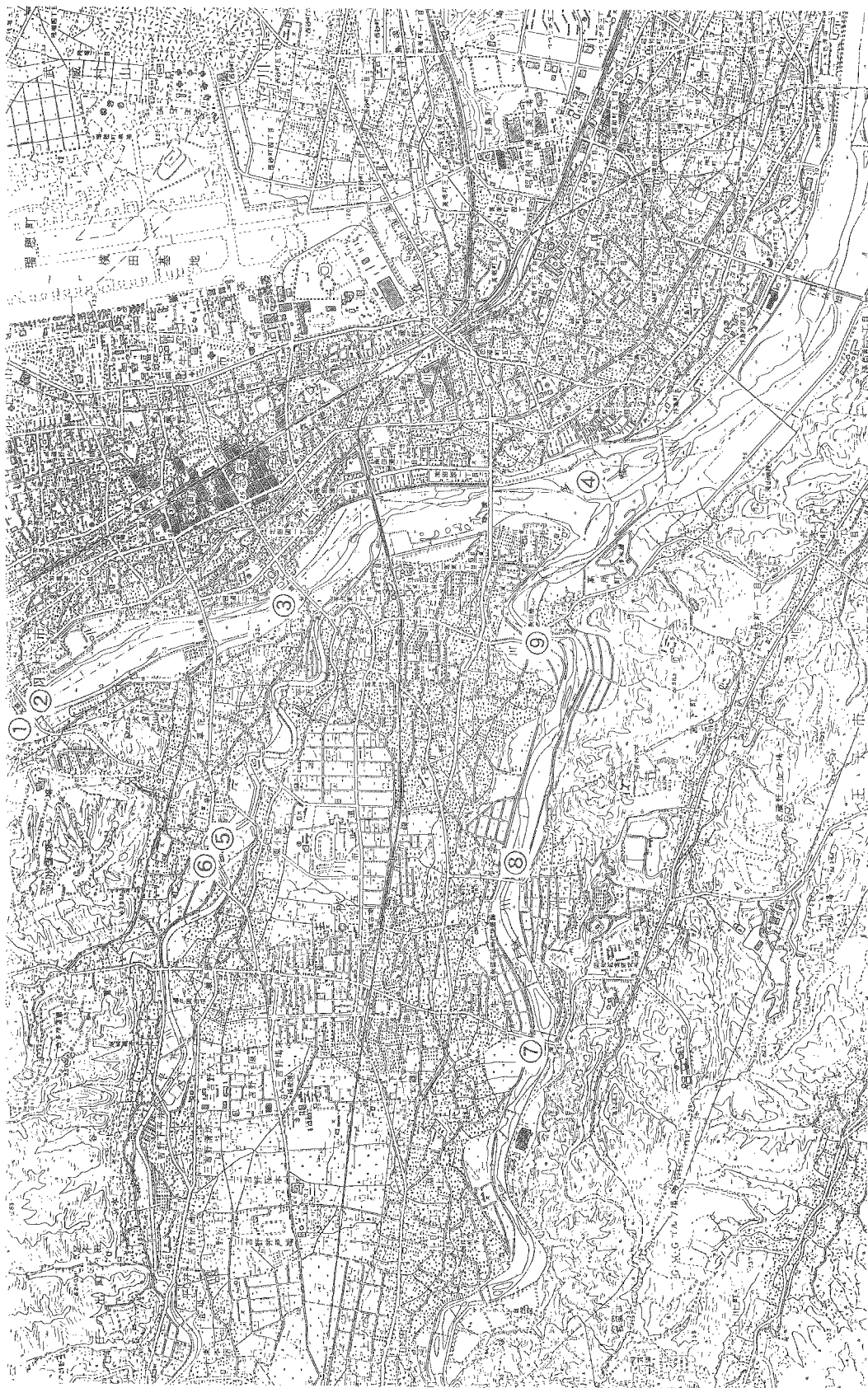


図1 調査地域の概要

表1 各調査地点でのコドラートの数と各コドラートの川岸からの距離

表中の数字は川岸からの距離（例えば2-4は、そのコドラートが川岸から2m-4mの場所にある）を示す。コドラートサイズは2m×2mであるが、*は1m×1mである。数値のない部分はその場所の前でトランセクトが終わっている。

	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4	Plot 5	Plot 6	Plot 7	Total
Tama River								
Hamura 1	3-5	8-10	14-16					3
Hamura 2	0-1*	4-6	9-11	15-17				4
Tama	0-2	5-7	9-11	14-16	19-21			5
Mutumi	0-1	4-6	9-11	14-16	24-26	34-36	45-47	7
Hirai River								
Hirai1	0-2	3-5	7-9	11-13				4
Hirai2	0-1*	2-4	4-6					3
Aki River								
Akiru	0-1*	2-3*	4-5*	6-7*				4
East Akiru	2-4	5-7						2
Akikawa	3-4*	4-5*	5-6*	6-7*	7-8*			5

している種の量として、各種の現在量の近似値となる種ごとの体積近似値（V）を以下の式により計算する。

$$V = \text{最大自然高 (H)} \times \text{被度 (C)}$$

これを優占度（D）として用い、プロットごとの優占度合計に対する各種の優占度の構成百分率を相対優占度（RD）とする。プロットごとの各種の相対優占度が求められれば優占種を決定し、群落の名前に相当する優占型を命名する。相対優占度を用いて優占種を決定する方法としては大沢ら（1971）の優占種判定法（dominance analysis）が知られており、これは現実の優占度の配分状態を優占種数の配分状態と比較し、その偏差が最小になるような優占種数を採用して優占型を命名する方法である。

すべてのプロット間の種組成の類似性は以下の類似度指数（Czekanowski coefficient; Kent & Coker, 1992）を用い、群平均法によるクラスター分析を行なった。

$$\text{Similarity index (\%)} = \sum \min(X_i, Y_i)$$

X_i と Y_i はプロットXとプロットYのi種の相対優占度（RD）

またすべてのプロットにおける群落の傾度的な変化の様子を知るためにプロットごとの種の相対優占度の値を使って（DCA, Detrended Correspondence analysis; Hill 1979）を適用した。

2-3. 土壤環境調査

Hamura2を除く8ヶ所の土壤環境を調査するために、1995年10月に各調査地点で川岸のそばと河原の内陸部の2ヶ所で土壤のサンプリングを行った(表2)。三相分析用の土壤サンプルとしては、大型の礫を除いた表層から、100mlの採土管を押し込んで川岸部と内陸部でそれぞれ3本ずつの土壤を採取し、円筒の上下をナイフで平坦とした後ビニールテープで密封して持ち帰った。実容積の測定は土壤三相計(DIK-1121、大起理化工業株式会社)を用いて行ない、測定後直ちに採土円筒を含めた全重量を測定し、湿潤土重量を求めた。その後105℃のオープンで48時間以上乾燥させて乾土重量を測定した。

粒径組成と有機炭素・全窒素含量の分析用のサンプルとしては、礫を含む表層土壤を移植ゴテで500ml程度集めて川岸部と内陸部でそれぞれ3袋ずつのビニール袋に入れて持ち帰った。採取した土壤は室内でよく混合しながら新聞紙上に広げ1週間以上風乾した。風乾した試料は、根などの大型の有機物を除去し団粒を押し潰して粉碎した後、2mmのふるいを通しふるい上に残った試料を礫として秤量した。ふるいを通った風乾細土は、さらに0.5mmのふるいを通し、通過しなかった試料は乳鉢内ですりつぶした後再度0.5mmのふるいを通してこれを2、3度繰り返した。0.5mmのふるいを通した試料は全体を秤量した後に、分析用の試料として約500mgを取り酸化第二銅約2gと混ぜた後、CNコーダー(柳本製作所)を用いて乾式燃焼法によって土壤中の全炭素と全窒素量を測定した。

表2 各地調査地点で土壤サンプリングを行なった場所

表中のプロット名は各調査地点のトランセクト内部のプロット(表1)において土壤をサンプリングしたことを意味する。

	三相分析用サンプル		炭素・窒素含量分析用	
	川岸部	内陸部	川岸部	内陸部
TAMA RIVER				
Hamura1	川岸1m	Plot 2	川岸1m	Plot 2
Tama	Plot 1	川岸12m	Plot 1	川岸12m
Mutumi	Plot 1	Plot 7	Plot 1	Plot 7
HIRAI RIVER				
Hirai1	Plot 1	Plot 3	Plot 1	Plot 3
Hirai2	Plot 1	Plot 3	Plot 1	Plot 3
AKI RIVER				
Akiru	川岸2m	Plot 4	Plot 1	Plot 4
East Akiru	Plot 1	Plot 2	川岸0m	Plot 1
Akikawa	川岸1m	Plot 2	川岸1m	Plot 2

2-4. 植物サンプリング調査

植物の形態的特性を調査するために多摩川中流域の河原で出現頻度の高い代表的な1年草2種（ムラサキエノコロ、コセンダングサ）と2年草3種（カワラノギク、アレチマツヨイグサ、オオアレチノギク）をそれぞれ10~20個体程度サンプリングした。サンプリングは陸橋調査地で1995年10月26日にアレチマツヨイグサとオオアレチノギクのロゼット個体と、コセンダングサとムラサキエノコロの開花個体を採取し、羽村大橋及び羽村大橋下流部で、10月27日にカワラノギクのロゼット個体と開花個体を採取した。サンプリングは根を切らないように丁寧に土壌を掘り起こして植物体全体を取り出し、開花個体は各個体の地上部の高さで最も長い根長を、ロゼット個体は地上部の高さでロゼットの直径で最も長い根長を測定した。また各種で代表的な3~6個体を選び出して特に地下部の形態をスケッチした。その後サンプリングした全個体を根と茎と葉と花序に分解して80℃で24時間以上乾燥させた後、各器官の乾重を測定した。

プロットの群落属性及び土壌特性、種ごとの形態的数値の平均値の差の比較にはANOVAを行ない、ポストホックテストとしてサンプル数が等しい場合にはFisherのPLSD法を、サンプル数が異なる場合にはScheffeの方法を用いて統計解析を行なった。

3. 結果

3-1. 多摩川中流域の河川植生の構造

調査した37プロットにおける出現種数は80種であり、一年草45種、二年草5種、多年草24種、木本6種であった。全出現種の中でいずれかのプロットで優占した種を見ると、全体的に多摩川中流域の河川植生は短命の一年草や二年草が広く優占している（表3）。

全調査プロットはその類似度からみて4つのグループに分類できた（図2）。場所によって多年草のツルヨシが優占している群落タイプ（タイプB）を除くと主に一年草を主要優占種とするグループである。グループAはマルバヤハズソウやコセンダングサ・ムラサキエノコロなど河原に特徴的な優占種を比較的多く持ち場所によってはカワラノギクを交えていた。多摩川本流の中流域の河原はほぼこれらの群落が広がっていた（表4）。グループCは都市の踏み跡群落の典型的な構成種であるオヒシバやカゼクサ、アキメヒシバが優占する群落であり、秋川の秋留橋周辺や東秋川橋周辺には多く見られた（表4）。グループDはミソソバとオオイヌタデを主要優占種とする水際に特徴的な群落であり、調査地に関係なく水際の植生はほぼこれらのタイプとなっていた（表4）。

この4つのタイプの群落の属性を比較するとグループCを除いた他の3つのグループ

表3 各調査地点での優占種とその優占頻度

	TAMA RIVER			HIRAI RIVER			AKI RIVER			Total
	Hamura1	Hamura2	Tama Mutumi	Hirai1	Hirai2	Akiru	East Akiru	Akikawa		
ANNUALS										
<i>Kummerowia stipulacea</i>		2	1	4						7
<i>Persicaria lapathifolia</i>					3	1	2			6
<i>Bidens pilosa</i>		4	1	1	1					6
<i>Digitaria ciliaris</i>			1	1			2	2		5
<i>Persicaria thunbergii</i>		1	1	1	1					5
<i>Eleusine indica</i>							1	4		5
<i>Echinochloa crus-galli</i>								2		3
<i>Digitaria violascens</i>						3				3
<i>Ambrosia trifida</i>					1	1				2
<i>Humulus japonicus</i>					2					2
<i>Setaria viridis</i> forma <i>misera</i>				2						2
<i>Panicum dichotomiflorum</i>							1			1
BIENNIALS										
<i>Aster subulatus</i> var. <i>sambucensis</i>		1		2			1			4
<i>Aster Kantoensis</i>	1	1								2
<i>Erigeron canadensis</i>			1							1
PERENNIALS										
<i>Miscanthus sinensis</i>		2	1	1	1					5
<i>Eragrostis ferruginea</i>							2	2		4
<i>Phragmites japonica</i>		1		1	1					3
<i>Artemisia princeps</i>		1		2						3
<i>Festuca arundinacea</i>				2						2
<i>Rumex japonicus</i>									1	1
<i>Lespedeza cuneata</i>	1									1
TREE										
<i>Salix subfragilis</i>										1

Principal domonants

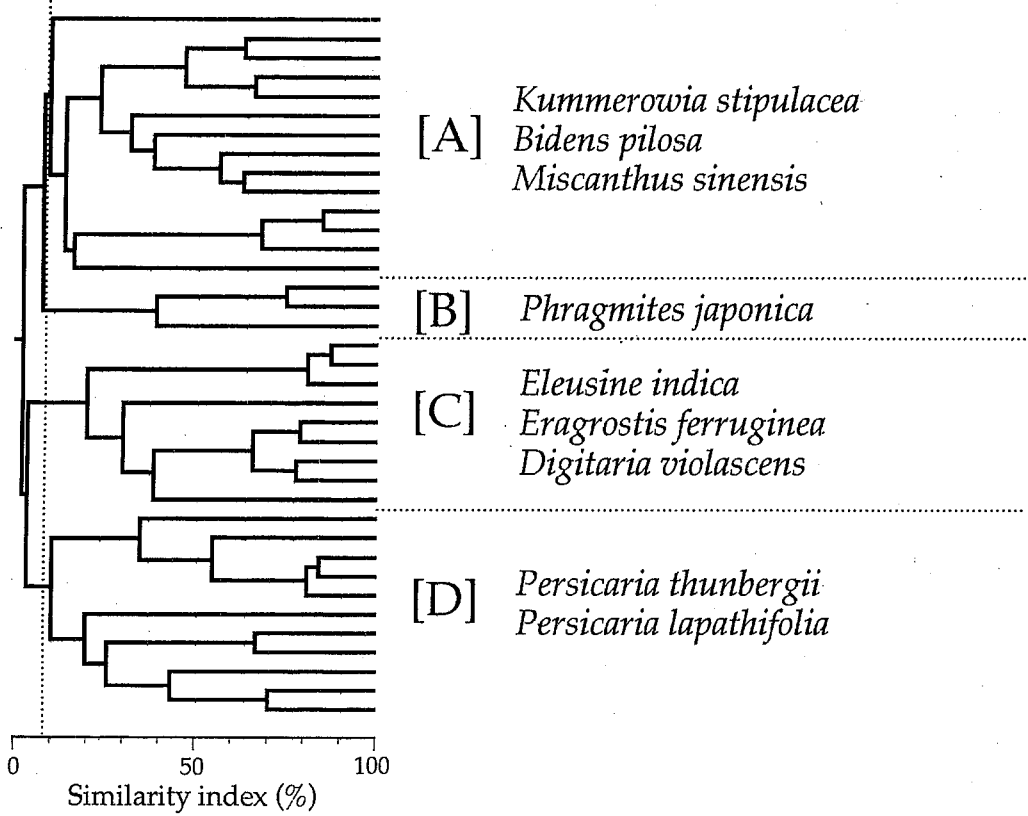


図2 調査した全プロットの類似度指数に基づくデンドログラム

表4 図2で分けた4つの群落タイプに含まれるプロットの数
()内の数字は各調査地点での川岸からの距離を意味する(表1参照)。

Community type	TAMA RIVER				HIRAI RIVER		AKI RIVER			Total
	Hamura1 (n=3)	Hamura2 (n=4)	Tama (n=5)	Mutumi (n=7)	Hirai1 (n=4)	Hirai2 (n=3)	Akiru (n=4)	East Akiru (n=2)	Akikawa (n=5)	
<i>Kummerowia, Bidens, Miscanthus</i> TYPE	3	2	4	5						14
<i>Phragmites</i> TYPE		1 (4-6)		1 (4-6)	1 (4-6)					3
<i>Eleusine, Eragrostis, Digitaria</i> TYPE							4		5	9
<i>P. thunbergii, P. lapathifolia</i> TYPE		1 (0-1)	1 (0-2)	1 (0-1)	3	3		2		11

は種数、群落高、植被率、植物体積といった群落属性について有意な差が認められないが、グループCだけは他のグループに比べて種数が有意に少なく、植被率が小さく群落高も小さい疎らで丈の低い群落であることが分かる (図3)。

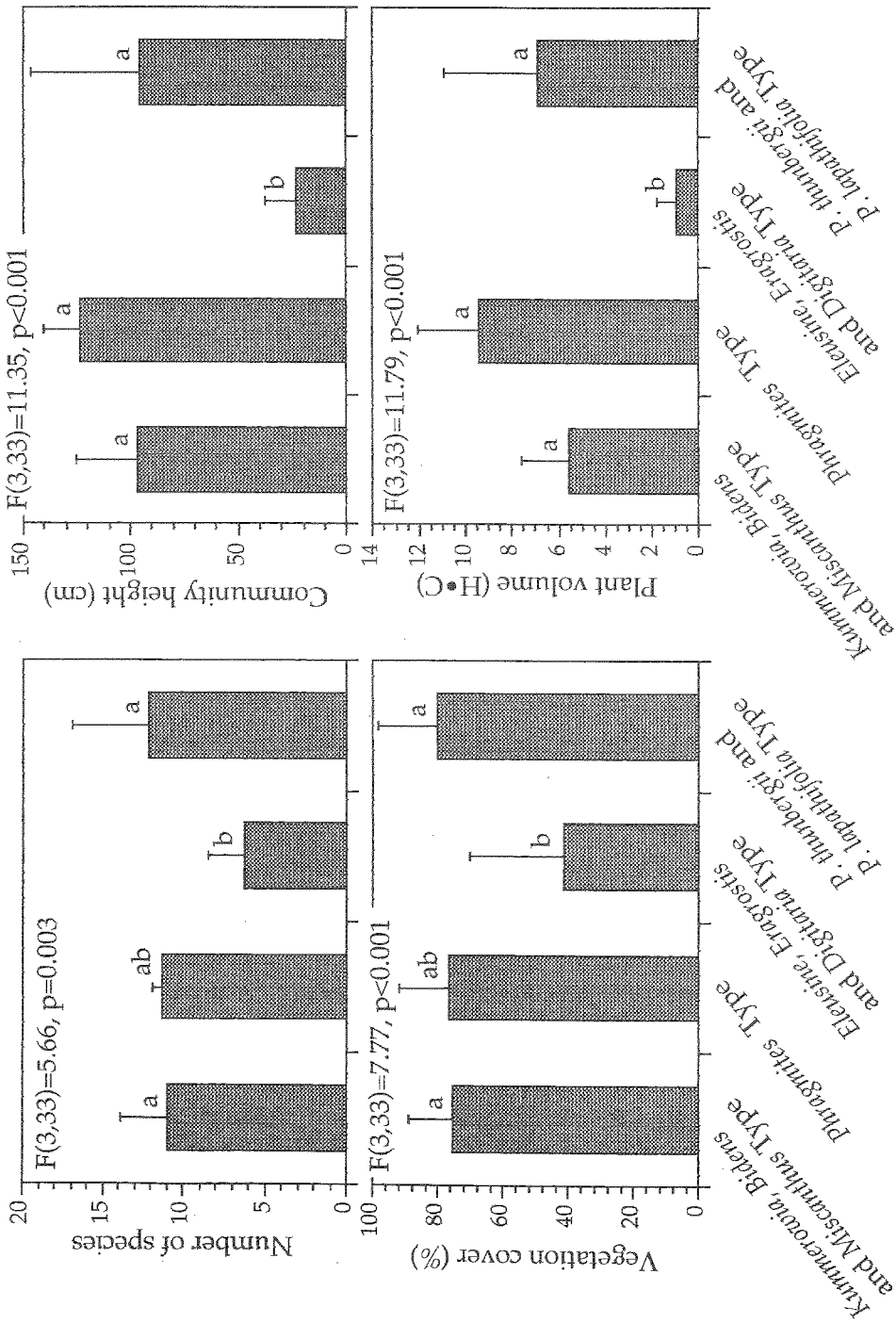


図3 図2で分類された4つの群落タイプごとの群落属性の比較

図中の同じ文字は平均値に統計的に有意差がないことを意味する

調査した37プロットをDCAによって序列化するとほぼ第一軸の値によって群落組成の変化が説明され、第二軸上へのばらつきは小さかった(図4)。図2で分けた4つのグループに属するプロットはそれぞれまとまりを見せており、第一軸の右端にオヒシバ・カゼクサ、アキメヒシバが優占する踏み跡群落が集中しており、左端にはマルバヤハズソウ・コセンダングサのような河川に独特な河川植生が集中する結果となった(図5)。

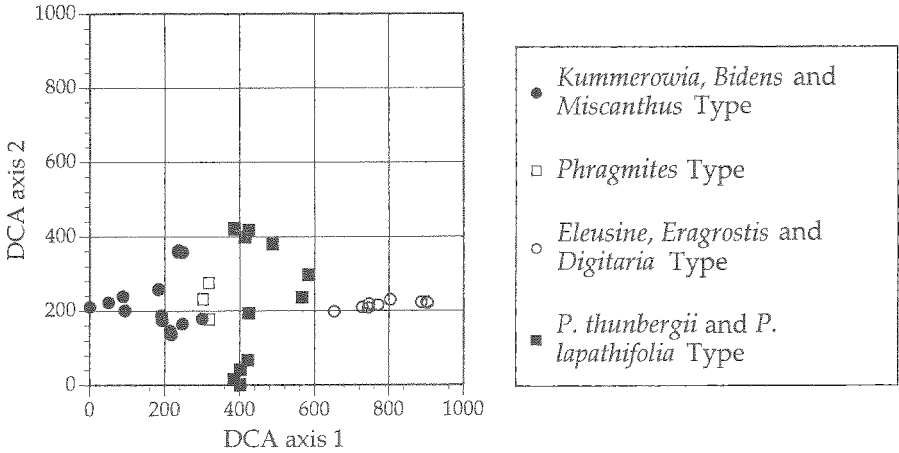


図4 調査した全プロットのDCA法による二次元平面上への座標づけ

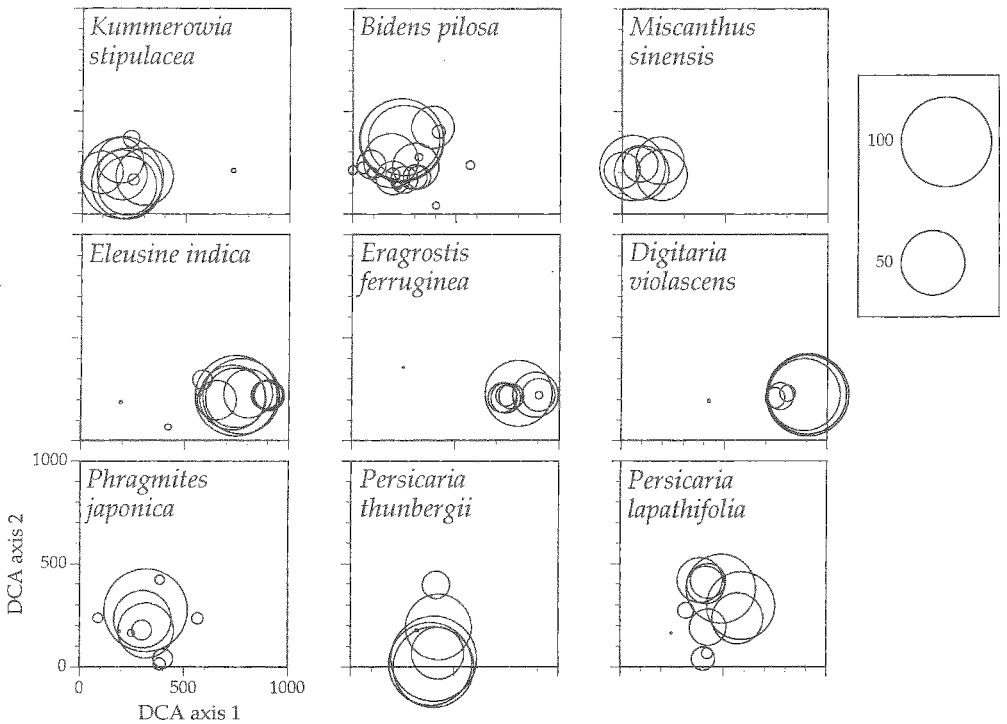


図5 図4の展開図上に各プロットの各種の優占度に比例した円を重ねて描いた

3-2. 調査地の土壌構造の違い

三相分析（図6）と粒径分析（図7）の結果、水際と内陸部との土壌構造の違いは一部のプロットを除くとほとんどなく、全体的にまとまりを見せた。しかし自然工法立地のHirai 1とHirai 2の土壌は水際のプロットで他とは大きく異なっていた。特に河川の中洲であるHirai 2の水際の土壌はほとんどが2 mm以下の粒径であり固相率がかなり低くて炭素・窒素含量が極端に多い（図8）という際だった特徴を持っており、泥状の有機物が多く堆積していることが明らかになった。

中洲の立地であり、泥状の有機物が堆積して他の調査地点とはかなり条件の異なったHirai 2プロットを除いた7調査地点の土壌環境を比較すると（図9）、秋留（Akiru）・東秋留（East Akiru）・東秋川橋（Akikawa）付近では土壌孔げき率が低い傾向にあり（特に東秋留橋は他の調査地点に比べて有意に低い）、硬く締まった土壌である。炭素と窒素の量を比較すると多摩橋（Tama）付近で炭素・窒素量とも有意に低い値を見せた。またC/N比はやはり多摩橋付近で高い傾向があり、羽村大橋付近では他の調査地点に比べて有意に低かった。以上のことからこの7調査地点の中では多摩橋付近に有機物の堆積が多くて比較的未分解の状態にあり、羽村大橋付近では有機物の堆積が少なく相対的に分解が進んでいることが考えられた。

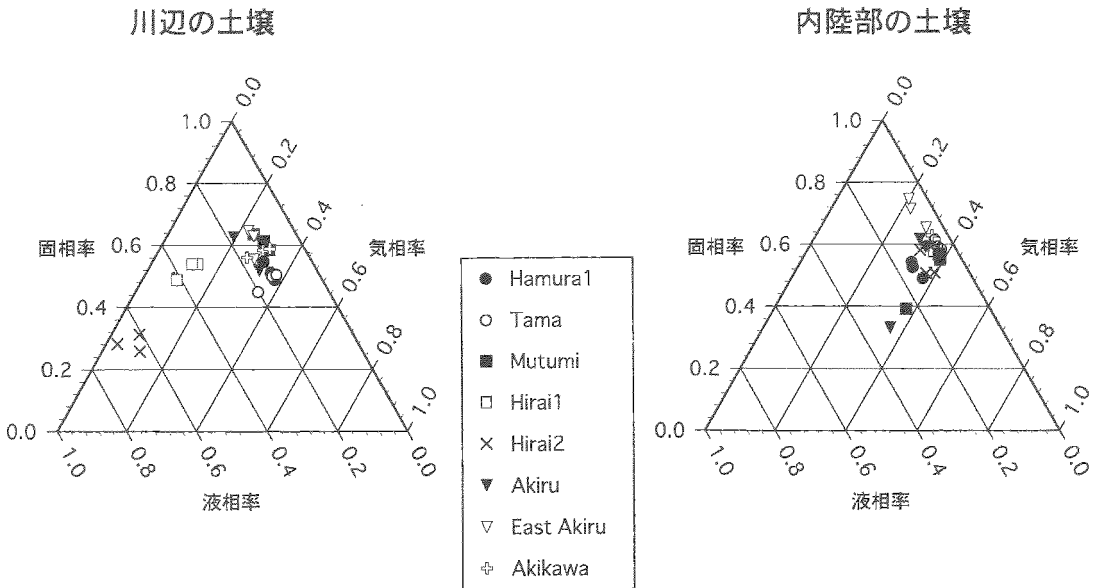


図6 全土壌サンプリング地点における土壌の三相構造

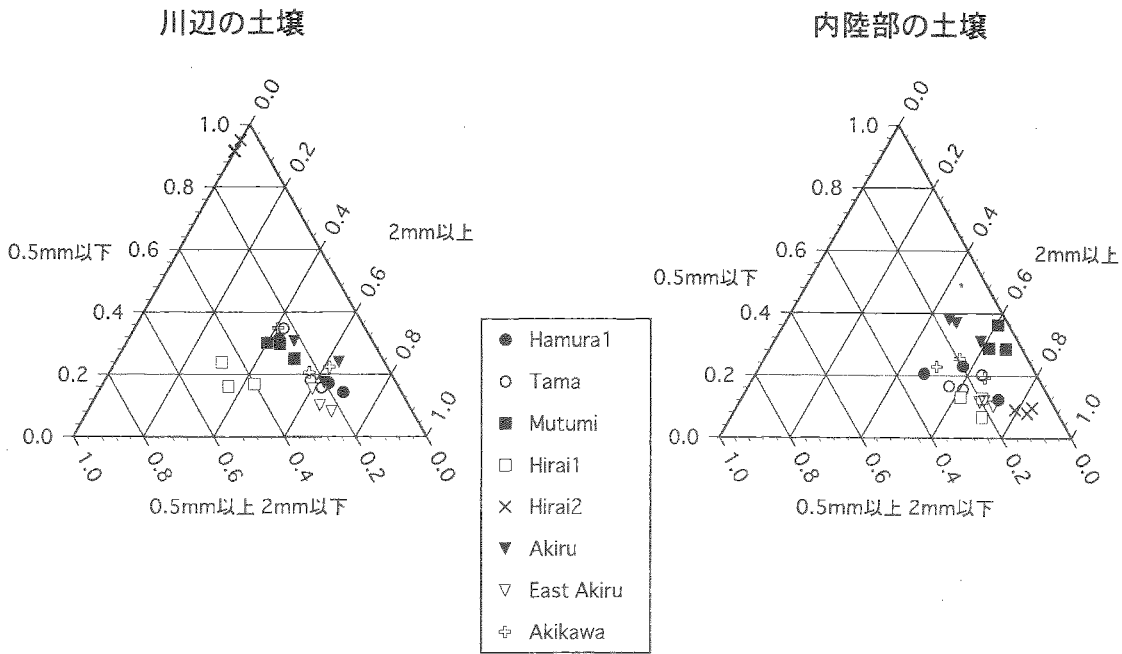


図7 全土壌サンプリング地点における土壌の粒径組成

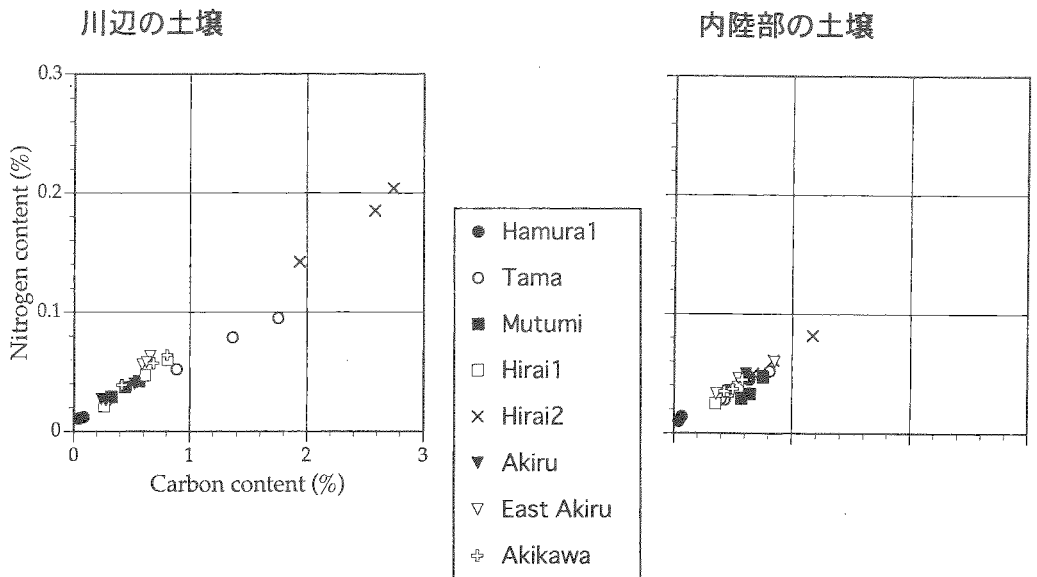


図8 全土壌サンプリング地点における全炭素含量と全窒素含量の関係

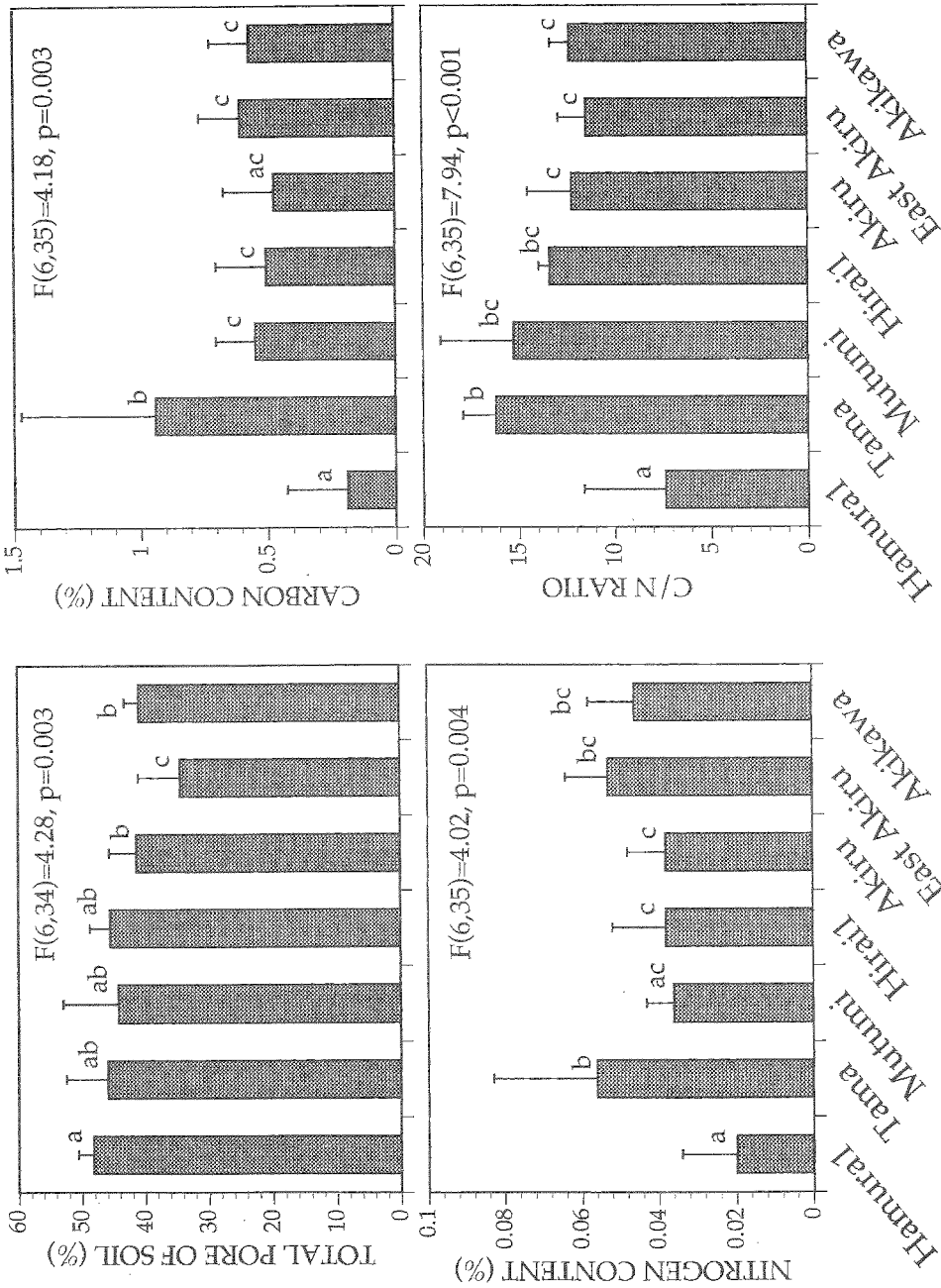


図9 平井川の中洲での調査地点を除いた75ヶ所の土壌調査地点での土壌属性の比較

図中の同じ文字は平均値に統計的に有意差がないことを意味する。

3-3. 代表的な短命植物の形態的特性

一年草2種、ムラサキエノコロ (*Setaria*)、コセンダングサ (*Bidens*) と、二年草のカワラノギク (*Aster*) の開花個体の形態的特性を比較すると、高さでは3種に有意な差はないが、開花個体の乾燥重量では一年草2種に比べてカワラノギクが大きく、根の

長さも他の2種よりも有意に長かった(図10)。3種の各器官への分配を見ると、reproductive effortには有意な差が見られず、花序への分配は3種で有意な差はないが、カワラノギクのC/F比が有意に高く、T/R比が小さい傾向にあることから一年草2種に比べて相対的に根への分配が高く、葉への分配が低い傾向にある(図11)。

二年草3種アレチマツヨイグサ(*Oenothera*)、オオアレチノギク(*Conyza*)、カワラノギク(*Aster*)のロゼット個体の形態的特性を比較すると、アレチマツヨイグサは

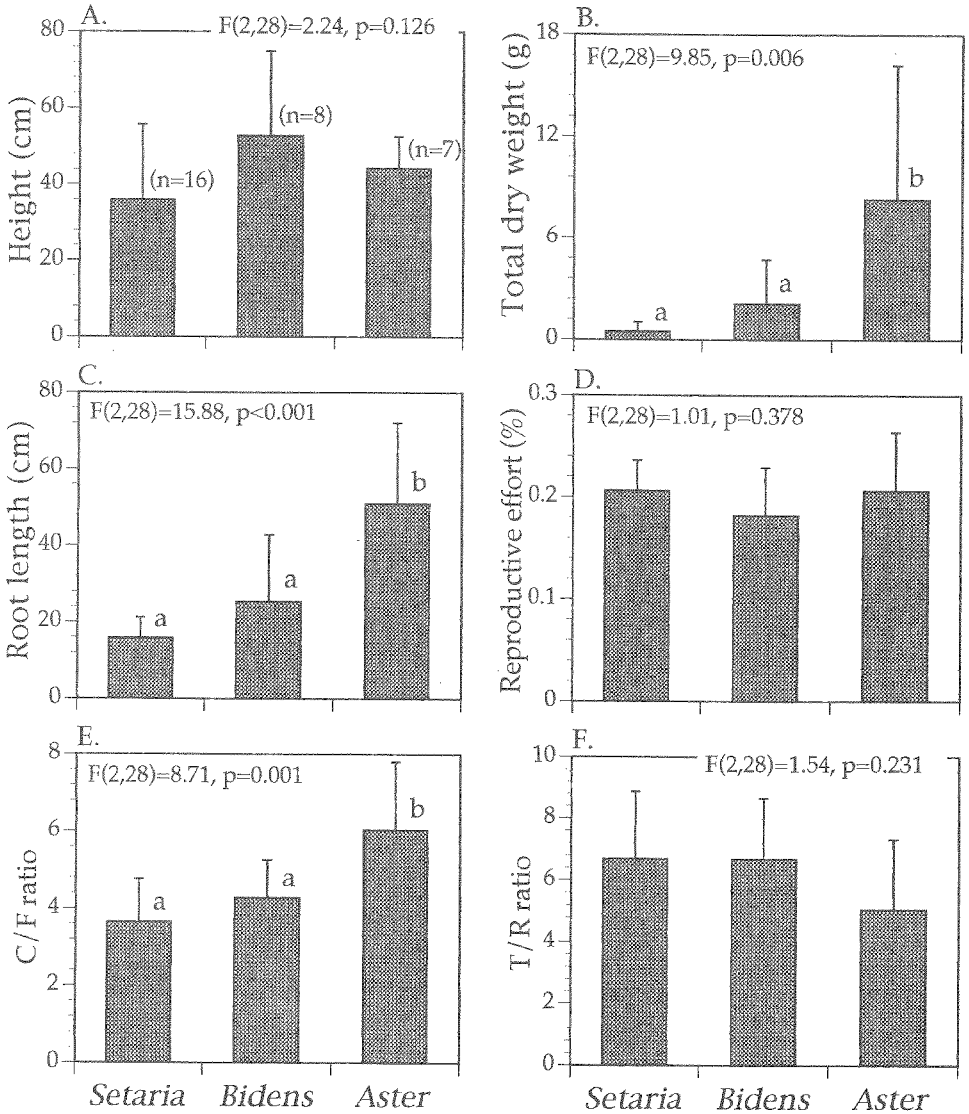


図10 ムラサキエノコロ(*Setaria*)、コセンダングサ(*Bidens*)、カワラノギク(*Aster*)の3種の開花個体での形態的屬性の比較

図中の同じ文字は平均値に統計的な有意差がないことを意味する。

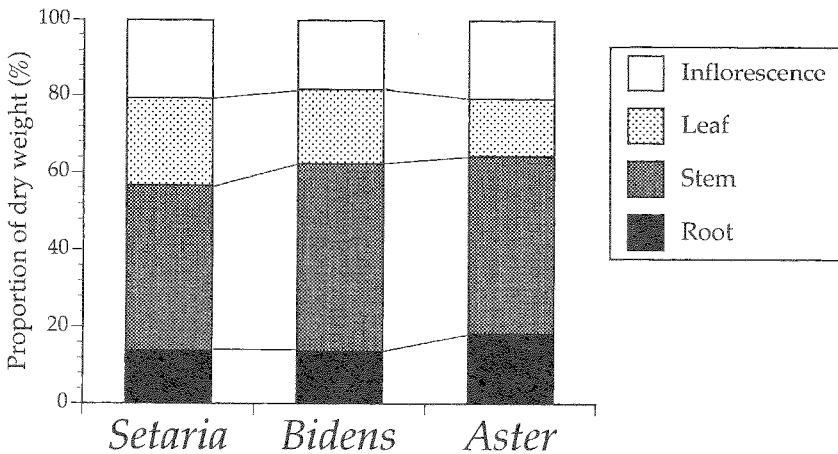


図11 ムラサキエノコロ、コセンダングサ、カワラノギクの3種の各器官への乾重の分配パターン

ロゼット径、乾重ともに相対的に他の2種より大きな個体が多かった。種間の根の長さには有意な差はなかったが、カワラノギクはC/F比が他の種に比べて有意に大きく、T/R比も大きい傾向があった(図12)。これはアレチマツヨイグサとオオアレチノギクは抽だい前はロゼットの成長があるのみで地上茎を持たないが、カワラノギクはロゼット型の生活型を持ちながら、抽だい前に徐々に地上部茎をも成長させるという特徴を持っているためである(図13b)。

根の形態を比較すると、一年草の2種はヒゲ根状の根を持っており、地上部のサイズに比べて根の長さは相対的に短い傾向にあった(図13a)。二年草の3種は明瞭な主根を持っており、一年草に比べてかなり長い根を持っていたが地中での根の分布は大きく異なっていた。オオアレチノギクとアレチマツヨイグサは真直ぐに伸びる太くて深い直根性の根を持ち、特にアレチマツヨイグサは人参のような太い根があり、掘り起こすのも非常に困難であった(図13c)。これに対してカワラノギクの根は明瞭な主根は持つものの、主根はかなり小さい段階から地際で横方向にはうように伸びてあまり深い部分までは伸長していなかった。またそこから伸びる側根も非常に長い、むしろ大きな礫の間を縫うように横に広がる傾向が強かった(図13b)。

4. 考 察

4-1. 河川植生的人為的影響

河川植生の構造を見ると秋留橋と東秋川橋付近の植生は他のグループに比べて群落高や植物体積がかなり低くなっていた。夏期の観察からこれらの立地では人間の出入りが

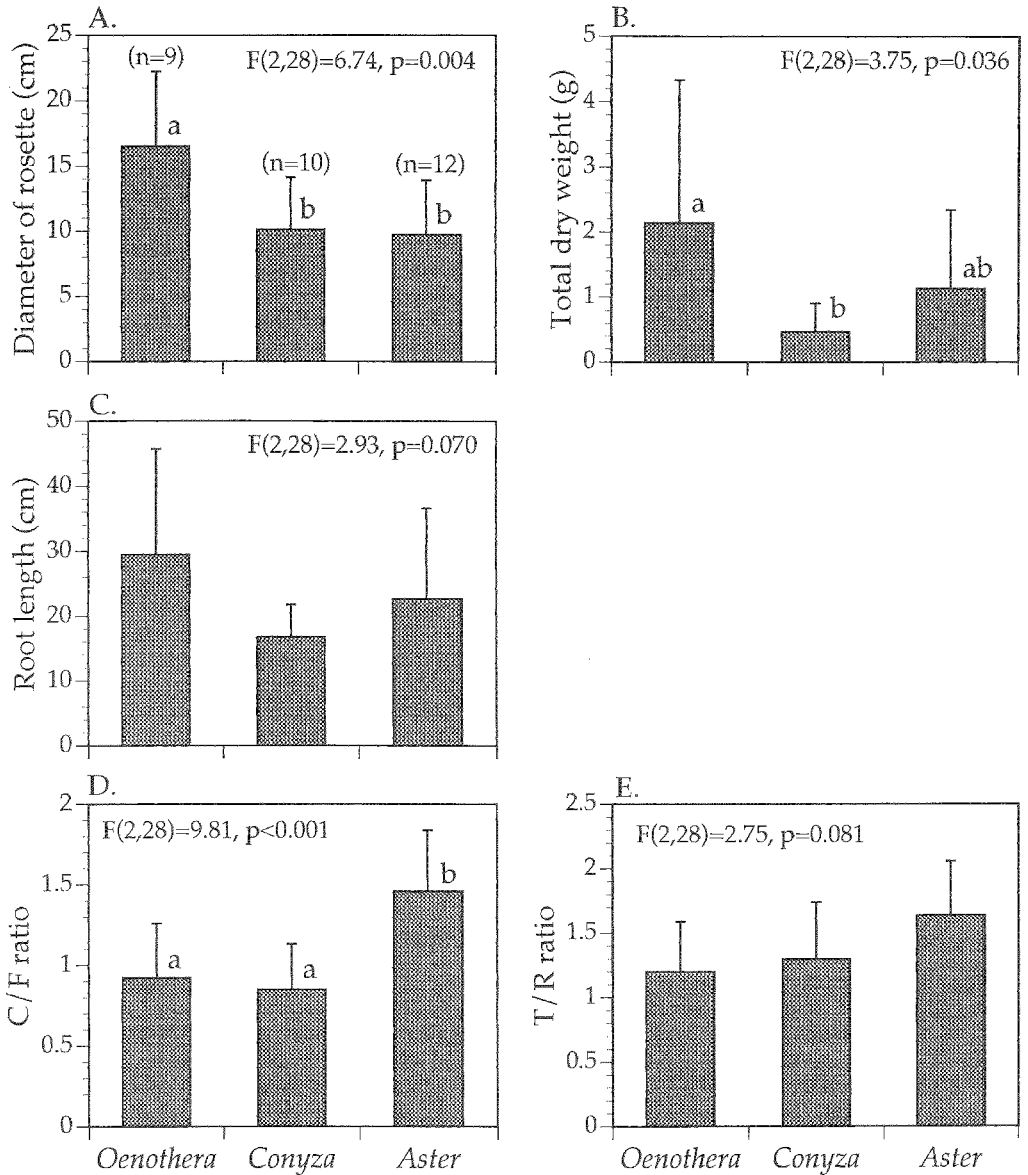


図12 アレチマツヨイグサ (*Oenothera*)、オオアレチノギク (*Conyza*)、カワラノギク (*Aster*) の3種のロゼット個体での形態的屬性の比較

図中の同じ文字は平均値に統計的な有意差がないことを意味する。

非常に多く、直接に車が河原に乗り入れていることが多いことが分かった。これらの立地の植生はオヒシバ・カゼクサのような典型的な都市の踏み跡雑草 (Ikeda & Okutomi 1990) が優占しており、秋留橋と東秋川橋の調査地点では土壌孔げき率が低く、土壌が踏み固められていることが示唆された。一般的に河川では流水量の減少と汚濁水の増加

図13 a

ムラサキエノコロ



No. 4



No. 7



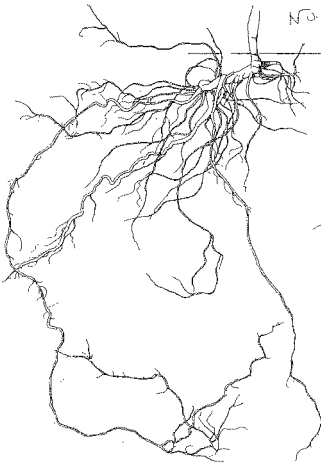
コセンダングサ

10cm

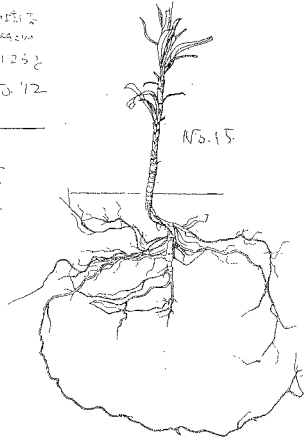
図13 b

カワラノギク

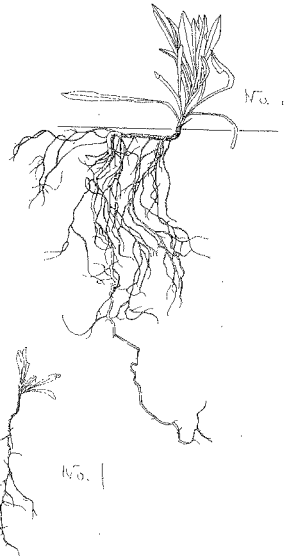
No. 12
4cm
125g



No. 15



No. 1



10cm

図13 c

No. 1

アレチマツヨイグサ

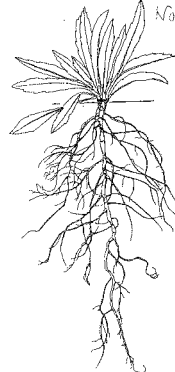


No. 10



オオアレチノギク

No. 2



No. 11



10cm

図13 ムラサキエノコロ、コセンダングサ、カワラノギク、アレチマツヨイグサ、オオアレチノギクの5種の地下部の形態的特徴

などの原因による富栄養化によってオオブタクサやアレチウリなどの帰化植物が大発生して在来植生が減少することが言われている（奥田 1990）が、本研究の調査で明らかになったように、多摩川中流域では富栄養化と言えるほどの水質汚濁はほとんどなく、各調査地点での有機物量にはあまり差がなかった。以上の結果から、多摩川中流域への植生にわたる人為的影響は水質汚濁のような間接的な要因より、人間や車による直接的な踏み付けの様な攪乱要因が非常に大きく、植生は非常に荒廃していることが明らかとなった。

このような直接的攪乱は車の侵入が容易である秋川河川敷で最もひどかったが、これに対して多摩川の中流域の河原ではマルバヤハズソウ・コセンダングサ・ムラサキエノコロなどの多摩川中流域の河川敷に出現するマルバヤハズソウ・カワラノギク群集の標徴種（宮脇ら 1977）は比較的よく残っている。多摩川本流部では河原への直接的な車の侵入はほとんどなく、人間による侵入はあっても、秋川の河原に比べて河川敷の面積が圧倒的に大きいために直接的な人為的攪乱の影響があまりない立地であろう。しかしながら、河原に専制的に分布するカワラノギク・カワラニガナ・カワラヨモギといった種はほとんど出現せず、カワラノギクはわずかに羽村大橋付近のHamura1 & 2のトランセクト内の一部でのみ出現が見られた（表5）。このように多摩川本流域の河川植生は相対的に広く残っているが、河川敷に特有の種はほとんど消失するといったパターンになっており、これは河川敷への直接的な人為的攪乱とは異なった要因が働いていることが考えられる。

4-2. 河川植生と雑草植生

Grime (1979) は高頻度の攪乱に適応した種群であるRuderal種の例として、耕地雑草や河川の氾濫原の植物をあげており、洪水によって絶えず攪乱され、土砂の移動の激しい河川の氾濫原を耕地雑草の起源としてあげる考えもある（服部 1988）。本研究で河川植生の標徴種として出現したコセンダングサ・ムラサキエノコロ（エノコログサ）や、マルバヤハズソウの変種のヤハズソウ等は河川敷のみでなく耕作地や都市域の空き地にも出現することがある。河川には洪水という定期的な自然的攪乱が存在するので、人為的な自然破壊とは無関係にもともと帰化植物が侵入しやすい環境であり（服部 1988、Pysek & Prach 1993）、帰化植物にとっては都市域の人為的な攪乱立地と良く似た生育立地を提供している。とすると本来河川の氾濫原に適応したカワラニガナやカワラノギクといった種が逆に都市域の人為的攪乱立地に侵入できない原因はどこにあるのだろうか。

カワラノギクは典型的な一稔生多年草 (monocarpic perennial) として知られており、ロゼットサイズがある程度大きくなると抽だいて開花し、枯死するという生活史を持つ (倉本ら 1994) が、通常のロゼット型植物とは少し異なり、抽だりするまでに毎年 2~3 cm づつ地上茎が伸長し、数 cm の地上茎の先に葉が集中するというやや特殊な形態を持っている (倉本 1995、図13)。同じような一稔生多年草であるアレチマツヨイグサやオオアレチノギク (Hirose & Kachi 1982, Kachi 1986) は、調査時期にはロゼット個体が多かったために優占頻度こそ少ないが、中流域の河原にはひろく見られた (表 5)。またこれらの種は河原のまわりの都市域の空き地や放棄耕作地にもひろく見られる (Ohtsuka & Ohsawa 1993)。このようにアレチマツヨイグサやオオアレチノギクは人為的攪乱立地 (空き地や耕作地) にも自然的攪乱立地 (河原) にも侵入でき分布域を広げているが、カワラノギクはかなり減少していることになる。倉本ら (1995) はこのカワラノギクの減少の重要な原因として地域個体群の分断化と局在化が進行し、残っている地域個体群から離れた生育可能なパッチに種子が到達しにくくなると述べている。アレチマツヨイグサやオオアレチノギクの種子の散布力がカワラノギクと極端に変わらないと仮定するとカワラノギクと同様の結果にならないのは、このような種が河川敷周辺の空き地や耕作地にも侵入するために地域個体群の局在化が容易に進まないためであろう。

この3種の差異については今のところ明確ではない。しかしカワラノギクは羽村大橋付近では成長もよく、reproductive effortも一年草とほぼ同じ数値である点から生殖成長にも問題は見られない。これに対してこれら3種の地下部の形態は明らかな違いがあり、アレチマツヨイグサとオオアレチノギクは太くて明瞭な主根を真っ直ぐにのばしているのに対して、カワラノギクは明瞭な主根を持つものの折れ曲がっており、根は浅くひろく広がるような特徴を持っていた。カワラノギクのこのような根の分布は栄養塩の乏しい河原の土壤に適應しているものと考えられる。実際本研究でカワラノギクが生育していた羽村大橋周辺の土壤は他の調査地に比べて極端に貧栄養の条件下にあった。

また根の深さは早魃期間中の植物の生残に大きく影響を与えることが知られており (Kramer 1983)、根が浅い植物は相対的に夏の乾燥の被害を受けやすい。今回の調査では夏期の河原の水条件について調査を行っていないが、同じ二年草でもアレマツヨイグサやオオアレチノギクに比べてカワラノギクは相対的に乾燥条件に弱いことも考えられる。このように本来礫質の河原土壤に特殊化したカワラノギクと耕作地雑草であるアレチマツヨイグサやオオアレチノギクとではかなり地下部の形態が異なっており、倉本 (1995) がいうような河床堆積物の細粒化といった土壤構造の変化が、耕地雑草のよう

な人為的攪乱条件に適応した種が生き残りやすい原因となっているのかも知れない。今後、河川敷の土壤条件と特に夏期の水分条件についての詳しい野外調査と共に、耕地雑草性の種とカワラノギクのような河川敷に特有の種の成長や生理的特性の違いについて実験室的な解析が必要であろう。

5. おわりに —河川植生の保全生態学—

カワラノギクは多摩川の河川植生の保全のシンボルとされており、倉本（1995）は保全生態学的な観点からカワラノギクの個体群生態学について詳しくまとめ、その保全のための具体的な方法を述べている。カワラノギクのような貴重な植物を保護することは重要ではあるが、天然記念物的な種の保護だけを問題とするのではなく生態系全体の保全（高槻 1995）を考える必要があるだろう。今回の調査で見られたような極度の人為的影響によって河原の植生が踏み跡雑草群落になるような状態は景観的にもかなりの問題があるので、まず第一に河原への自動車の侵入の規制が必要であると考えられる。また倉本ら（1992、1995）がというような特に上流部でのカワラノギクの地域個体群の保護は重要であろう。しかしながら、河原への人為による直接的・間接的な影響（利用）を全くなくして河川植生の生態系を保護することが第一と考えることは現実的ではないだろう。特に羽村大橋付近のカワラノギクの生息地ではススキやツルヨシなどの多年生草本がかなり侵入して遷移が進行している現状であった。ある程度の人為的な攪乱は新たな遷移を開始させ河川の短命植物の侵入に役立つ可能性もある。また、直接的な人為影響だけではなく、土壤の質的な変化が特に河川の固有種の減少の原因となる可能性が高い。本研究では表層の土壤構造のみしか分析しなかったが、今後植物の根が分布する範囲程度の深さまでの土壤構造の分析が必要であろう。このように河川の植生構造からある程度の直接的・間接的な人為影響の評価を行なうことが可能であり、植生を指標としながら人間の利用と河川生態系とのバランスを保つ必要がある。

引用文献

GRIME J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester.

HASLAM S.M. (1978) *River plants*. Cambridge University press, Cambridge, Lndon.

服部保 (1988) 河川の雑草群落、矢野悟道編 日本の植生－侵略と攪乱の生態学－ 54-61, 東海大学出版会.

HIROSE T. & KACHIN N. (1982) Critical plant size for flowering in biennials with special reference to their distribution in a sand dune system. *Oecologia (Berl.)*, 55:281-284.

HILL M. O. (1979) DECORANA - a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, New York.

HUPP C. R. (1992) Riparian vegetation recovery patterns following stream channelization: a geomorphic perspective. *Ecology* 73(4):1209-1226.

IKEDA H. & OKUTOMI K. Effects of human trampling and multispecies competition on early-phase development of a tread community. *Ecological Research* 5:41-54.

石川慎吾 (1988) 揖斐川の川辺植生 I. 扇状地の河床に生育する主な植物の分布と立地環境 *日本生態学会誌* 38:73-84.

石川慎吾 (1991) 揖斐川の川辺植生 II. 扇状地域の砂礫堆上の植生動態 *日本生態学会誌* 41:31-43.

KACHIN. (1986) Life history evolution in biennial plants. *Jpn.J.Ecol.*, 36:19-27. (In Japanese with English summary).

KALLIOLA R. & PUHAKKA M. (1988) River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. *Journal of Biogeography* 15:703-719.

加藤和弘・石川幹子・篠沢健太 (1993) 小貝川川辺植物群落の帯状分布と河川横断面微地形との関係 *日本造園学会誌* 56(5):355-360.

KRAMER P. J. (1983) *Water Relations of Plants*, Academic Press, New York.

倉本宣 (1995) 多摩川におけるカワラノギクの保全生物学的研究 *緑地学研究*No15, 東京大学.

倉本宣・井上健・鷺谷いづみ（1993）多摩川中流の流水辺における河辺植生構成種の分布特性についての研究 日本造園学会誌 56(5):163-168.

倉本宣・井上健・鷺谷いづみ（1995）多摩川におけるカワラノギクの個体群の分断化とその保全における種子散布の役割 日本造園学会誌 58(5):113-116.

倉本宣・竹中明夫・鷺谷いづみ・井上健（1992）多摩川におけるカワラノギクの保全生物学的研究 日本造園学会誌 55(5):199-204.

倉本宣・鷺谷いづみ・牧雅之・増田理子・井上健（1994）多摩川におけるカワラノギクの種子期の動態 日本造園学会誌 57(5):127-132.

KENT M. & COKER P. (1992) Vegetation description and analysis. A practical approach. Belhaven Press, London.

宮脇昭編集（1977）日本の植生 学習研究社

NILSSON C. (1987) Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. *Journal of Ecology* 75:513-522.

大沢雅彦・鈴木三男・渡辺隆一・入倉清二・阿部葉子（1971）富士山における垂直分布帯の形成過程. 富士山学術調査報告書pp.4-19, 富士急行株式会社.

OHTSUKA T. & OHSAWA M. (1993) Accumulation of buried seeds and establishment of ruderal therophytic communities in disturbed habitat, central Japan. *Vegatatio* 110:83-96.

奥田重俊（1991）植物がつくる川の世界 自然保護 No350 18-19. 日本自然保護協会

PYSEK P. & PRACH K. (1993) Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20:413-420.

高槻成紀（1995）林学と野性動物学. 森林科学 15:21-26.

我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会（1989）

我が国における保護上重要な植物の現状（レッドデータブック） pp.320, 日本自然保護協会・世界自然保護基金日本委員会

河川底生無脊椎動物群集に対する 多自然型川づくりによる改修工法の影響

加賀谷 隆

東京大学大学院農学生命科学研究科森林動物学教室

Laboratory of Forest Zoology, Division of Agriculture and Agricultural Sciences, The University of Tokyo

和文キーワード：河川改修, 河川岸際域, 護岸, 多自然型川づくり,
底生無脊椎動物

要 旨

近年、多自然型川づくりによる河川改修が各地で行われている。本研究では、東京都西多摩地区に位置する多摩川支川の平井川において、多自然型川づくりに基づく自然石護岸による改修区間を含む護岸の影響の異なる 3 地点において、流心部の瀬および岸際域の底生無脊椎動物群集を比較することにより、岸際域の群集特性、底生動物の生息環境に対する護岸の影響、をあきらかにすることを目的とした。岸際域の群集特性として、岸際域にのみ生息する希少種が多い、空間変異が大である、生活型では *sprawlers*, *climbers*, 摂食機能群では *shredders* が多い、等があげられ、底生動物の生息環境として維管束植物群落の存在が重要であると考えられた。植物の生育がみられなかったコンクリート護岸帯では底生動物相は貧弱であったが、植物群落が形成されていた自然石護岸帯では、岸際域の群集特性がほぼ保持されており、底生動物に対して好適な生息環境を有するものと評価された。

1. はじめに

河川に生息する生物は、それぞれの種が、河川が本来有する浸食、運搬、堆積の作用によって形成される、多様な地形構造のそれぞれに適応している。したがって、河川生物群集の多様性は、地形構造の多様さに大きく依存しているといえる。これに対し、中小河川の河川改修には、一般に画一的な形状のコンクリート護岸、河道断面の深い掘り下げ、断面形状や勾配の均一化など、河川地形を単調に改変する手法が採用されてきた。こういった工法は、瀬・淵構造の消失、岸際域環境の単純化を生じるため、河川生物の生息環境の多様性の減少をもたらすものである。

近年、治水、利水を主目的としていた河川行政の見直しにより、スイス、ドイツによる河川改修法をモデルとする「多自然型川づくり」による工法が各地で行われている。多自然型川づくりは、河川を水辺を含めて多様な生物の生息空間として位置づけ、治水上の安全を確保した上で、可能な限り自然の河川環境を保全、創出し、河川の有する浸食、運搬、堆積のダイナミズムを許容することを目的とするものである（リバーフロント整備センター 1992）。多摩川流域においても、本流中野島、田園調布付近における自然石護岸、上河原付近における河岸整備、ワンドの再生など、多自然型川づくりによる改修が数カ所で行われている。

東京都西多摩地区に位置する多摩川支川の平井川では、都市化の進展により氾濫原を含む河川周辺域に急激な宅地の増加がみられている。このため、水害に対する安全性の低下が憂慮され、1986年度より本流との合流点付近より上流に向けて改修事業が進められている。1990年度までの施工区間は標準断面に基づいた従来と同様の改修法によるものであり、護岸にはコンクリートブロックが用いられているが、1991年度以降、多自然型川づくりとして、淵の保全と形成、植生の復元、魚類の遡上しやすい落差工、ワンドの造成、自然性のある護岸の創出など、生物の生息環境を考慮した構造や建造物の生成が試みられている（平井川多自然型川づくり検討委員会 1994）。本研究は、1991年度に代田橋下流部において実施された多自然型川づくりによる河川改修が、底生無脊椎動物群集に及ぼす影響を評価することを目的とする。

河川中下流部の岸際域は、流心部と比較して流速、水深、底質が異なることに加えて、ツルヨシ *Phragmites japonica* Steud. やオランダガラシ *Nasturtium officinale* R.Br. などの抽水性植物、ミソソバ *Polygonum thunbergii* Sieb. et Zucc. などの好湿性植物が存在することが多い。こういった植物の存在は、以下のような点で底生動物の生息環境に影響を与え、機能すると考えられる：・落葉枝や微細有機物の捕捉・滞留率を高め、それらを摂食する底生動物群にとっての食物条件を好適にする。・粒径の小さい底質の優占度を高める。・流速の減少を生じ、流下微細有機物を摂食する動物群の生息を困難にする。・特定の生活史段階（若齢幼虫期など）の生息場所や、特定の生活史イベント（産卵、蛹化、羽化など）が行われる場所。・増水時におけるレフュージ（避難場所）。・魚類、鳥類などの捕食者からのレフュージ。このように、岸際域は特徴的な生息環境を有していると考えられ、流心部と岸際域の底生動物群集の種組成や群集構造に相違を認めた報告例も存在する（例えば Ormerod 1988）が、我が国において河川中下流部の岸際域の底生動物群集について、特性をあきらかにした研究はほとんどない。

代田橋下流の区間では、12項目について従来の工法を改善し、生物や環境に配慮した工事が行われ、護岸工法としては、岸際域水中部の生物の生息場所としての間隙空間の確保、植生

の回復および景観への配慮を目的として自然石を用いた護岸がなされている。コンクリート護岸帯では植物が生育することは困難であるが、自然石護岸帯では水中に植物群落が形成され、底生動物群集は自然の岸際域と同様の特性を有することが期待される。

以上より、本研究では、多自然型川づくりによる改修地点、コンクリート護岸による改修地点、自然状態に近い河道および岸際環境を有する地点の3地点において、流心部の瀬ならびに岸際域の底生無脊椎動物群集を比較することにより、岸際域の群集特性をあきらかにすること、多自然型川づくりによる護岸ならびにコンクリート護岸が、岸際域の底生動物の生息場所としての機能に対する影響を評価することを目的とする。また、多自然型川づくりによる改修区間では、魚類の遡上および景観への配慮を目的として、コンクリートに自然石を埋め込んだ多段式落差工による人工的な早瀬が建設されている。この部分の底生動物の生息場所としての機能もあわせて評価した。

2. 調査地

平井川流域は、東京都の西部に位置し、都心から約40～60km圏にある。平井川は、日の出町の日の出山（標高902.3m）付近を水源とし、あきるの市東部で多摩川に流入する、延長16.5km、流域面積38.9km²、縦断勾配約0.63%の一級河川である（図1）。調査の対象とした下流部では、川沿いに河岸段丘が形成され、南北にそれぞれ秋留台地と草花丘陵があり、平坦な地形の中を流れている。河岸段丘には、水田、畑地、果樹園等の耕作地が存在するが、近年は住宅等の建設が急速に進行し、水害に対する安全性が低下しつつある。

本研究では、多摩川合流点より5kmの範囲内に、改修の影響、工法の異なる3地点を設定し（図1）、原則として各地点の流心部の大礫（径5～30cm）底質の瀬、および兩岸の岸際域において採集調査を行った：

地点A（対照区：観音橋上流）——沿川は左岸側が水田、右岸側が畑地となっている。1960年前後に狩野川台風を契機とした改修が行われ、兩岸とも石やコンクリートによる護岸があるが、施工後年月を経ているため河道に対する影響はほとんど認められない。堤内には兩岸とも砂礫堆や州が形成され、右岸側にはヤナギ類の生育がみられる。河道幅は5m前後で、流心部の水深は10～20cm、大礫底質の瀬の流速は15～30cm・s⁻¹、岸際域はツルヨシが繁茂している部分が優占的である。

地点B（多自然型工法区：代田橋下流）——沿川の土地利用は、左岸側が宅地、右岸側が草花公園および樹林地となっている。1991年度に多自然型川づくりによる改修が行われた地点で、代田橋下流120mの場所に多段式落差工が建設され、その下流部の左岸側500m、右岸側60mの範囲に自然石護岸が施工されている。多段式落差工は、幅15m、長さ7.5m、勾配20%のコンクリートに自然石（径約30cm）を埋め込んだものである（以下、人工式落差と称する）。勾配が急であるため流速は30～150cm・s⁻¹と大であり、また鮮類や糸状藻類が厚いマットを形成している。採集調査は、人工式落差部分とともに、その下流側80～120mの流心

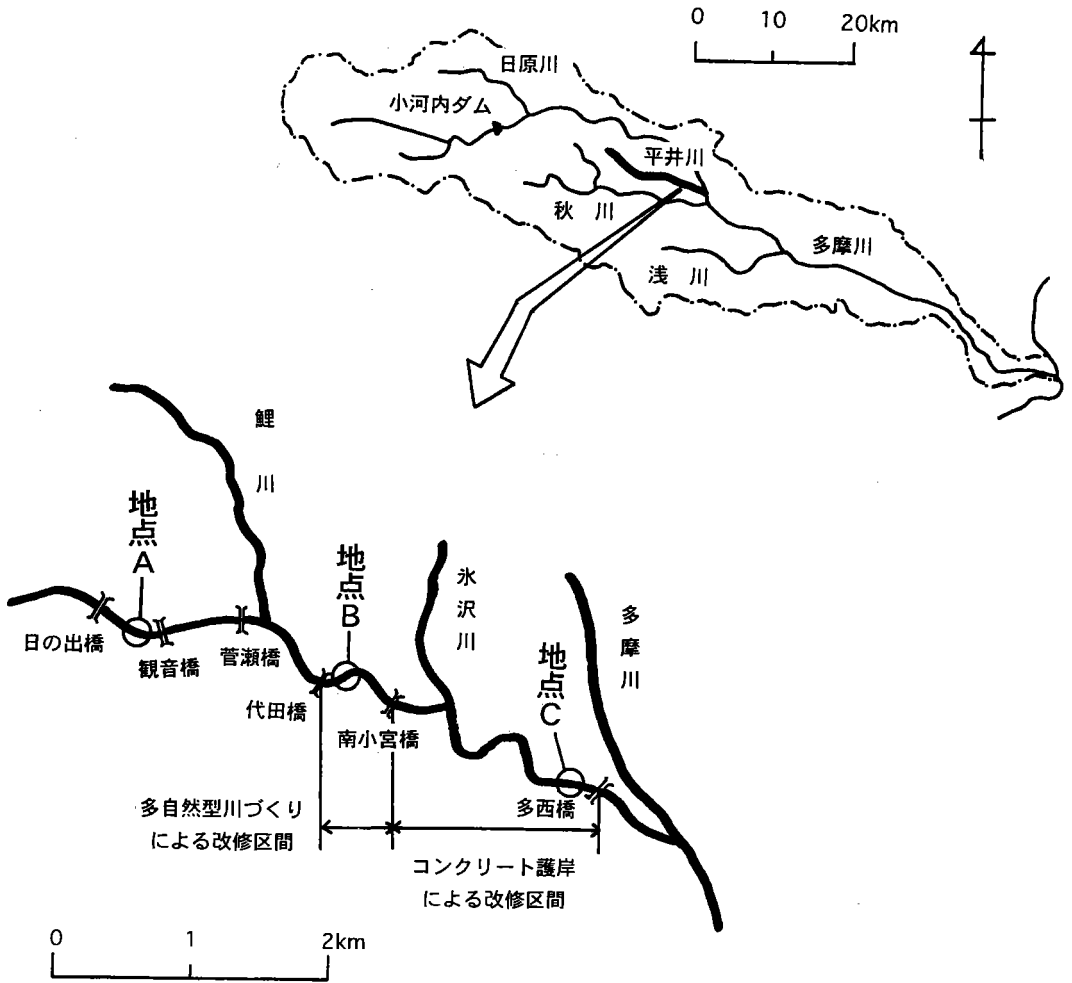


図 1

部の瀬および岸際域で行った。この部分の河道幅は 9 ~ 11m で、流心部の水深は 10 ~ 40cm、大礫底質の瀬の流速は $10 \sim 30\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ である。左岸側の自然石護岸は、50%の傾斜に敷いたブロックマット（透水性あり）あるいは裏込コンクリートの上に控 70cm の自然石を敷いたものである。護岸は河道に接しているが、岸際の水中部には、自然石の間隙部にツルヨシやミソソバが生育している。右岸側は堤内に幅 10 m 以上の河原が形成され、岸際域にはミソソバが優占する植物群落が存在する。

地点 C (コンクリート護岸区：多西橋上流) — 沿川は兩岸とも宅地が大部分を占める。1986 年度に標準断面に基づく改修が行われた地点で、兩岸ともコンクリートブロックにより護岸が施工されている。河道幅は 8 ~ 12m、流心部の水深は 5 ~ 15cm、大礫底質の瀬の流速は $15 \sim 30\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ である。堤内の右岸側に砂礫堆や州が形成され、岸際域には植物の生育が見られ

る場所も少なくないが、左岸側は河道がコンクリート護岸に接し、植物は全く生育していない。この地点では岸際域の調査は、左岸側のみで行った。

いずれの地点も pH は 8.2 ~ 8.7, 電気伝導度は 0.24 ~ 0.27 mS·cm⁻¹ (1994 年 11 月測定) の範囲にあり、河川水の化学性に顕著な差は認められなかった。

3. 調査方法

1994 年 7 月 28 ~ 29 日に、底生無脊椎動物の採集調査を行った。調査は各地点について、流心部の大礫底質の瀬、地点 C の右岸を除く兩岸の岸際域、および地点 B の人工式落差の瀬の 9 カ所について行った。それぞれの場所で流れに沿った軸を長径とする 50cm × 300cm の方形の範囲を選定し、メッシュサイズ 0.25mm, 開口部 50cm の D-フレームネットを用いて、その範囲の砂礫や植物に生息する底生動物を採集した。9 カ所それぞれについて採取サンプル数は 2 とした。各サンプルの採取範囲について流速を測定した。採取範囲の中央線上の下流側から 25, 75, 125, 175, 225cm の距離の 5 点について、表面から水深 × 0.6 の位置の流速をプロペラ式電流流速計を用いて測定した。この機器の測定下限は 6 cm·s⁻¹ であることから、それ以下の範囲の流速は便宜的に 3 cm·s⁻¹ として扱った。また、岸際域において、植物が存在する場合は種を判別し記録した。

護岸の影響のひとつに、堤内と堤外の水の流通を阻害することが考えられる。平井川の沿川には湧水地点が多く見られることから、本流の河道にも多くの地下水が流入していることが予想される。河川生物の生息環境の重要な因子のひとつに水温条件があり、河岸域からの地下水の流入による河川水温に対する影響を査定するために、各地点において横断面の水温分布をあきらかにした。各地点につき 2 つの横断面を選定し、左岸岸際より距離 20cm の位置から 50cm 間隔で水温、および流速、水深を測定した。

ネットの内容物は現地で 1mm メッシュのふるいで選別し、4 %ホルマリンで固定して持ち帰った。サンプルは室内で底生動物を肉眼で選別し、実体顕微鏡下で原則として属レベルまで同定した。一部可能なものは種まで同定したが、同定困難なものは科レベルにとどめた。また、同一分類群でも異なる発育段階のもの (カゲロウ類の幼虫と羽化亜成虫、トビケラ類、ハエ類などの幼虫と蛹、シマトビケラ科の若齢幼虫と成熟幼虫) は、生息場所がそれぞれ異なる場合が多いと考えられるため、それぞれ別個の分類群として扱った。各分類群は、それぞれ生活型、摂食機能群に範疇分けした (附表 1)。生活型の範疇は、skaters (水面を「スケートイング」によって移動する群)、swimmers (通常は石礫や維管束植物などの物体につかまって生活しているが、物体間の移動は遊泳によって行う群)、clingers (瀬の河床表面を匍匐しながら移動するのに適した行動、形態を有する群)、net spinners (食物獲得用の網と巣を石礫などに固着させて生活する群)、sprawlers (維管束植物の浮遊葉や砂・シルト上の表面で生活する群)、climbers (維管束植物やデトリタス堆積で生活し、茎状の基質を垂直に移動するのに適した群)、burrowers (微細堆積物中に掘潜して生活する群)、parasitoids (捕食寄生者)、emergent mayfly subimago (カゲロウ類の羽化亜成虫)、pupae (トビケラ類またはハエ類の蛹) とした。摂食機能群の範疇は、shredders (分解中の落葉枝を破砕摂食する群)、collectors-gatherers (堆積

微細有機物を収集摂食する群), collectors-filterers (流下・浮遊微細有機物を濾過摂食する群), scrapers (付着藻類など河床付着物を摂食する群), piercers (維管束植物や糸状藻類に穴を開けて吸収摂食する群), predators (生きた動物を摂食する群), generalists (雑食性で上記の範疇に分類不能な群), parasitoids (捕食寄生者) とした。生活型、摂食機能群の解析には、科もしくは属レベルでそれぞれの範疇が異なり、かつ同定が困難なユスリカ類を除外した。

大礫底質の瀬と岸際域間の比較解析は、一元分散分析によって行った。密度については対数変換値 ($\log_{10}(x+1)$) を用いた。岸際域間の環境による比較、および大礫底質の瀬と多段式落差工間の比較については、各分類群について統計解析可能なサンプル数が得られなかったため、密度の相乗平均値を用いて生活型、摂食機能群などごとにまとめて解析を行った。複数の生活型あるいは摂食機能群に属する分類群については、それぞれの範疇に 1 分類群ずつ属するものとして解析した。

4. 結果

(1) 環境因子

サンプルを採取した範囲においては、流心部の大礫底質の瀬の流速は、地点 B でわずかに小さい傾向があるが、全サンプルとも中央値は $12 \sim 23 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ の範囲にあり、地点間で大きな相違は認められなかった(表 1)。地点 B の多段式落差工の瀬では、流速が $27 \sim 44$, $28 \sim 148 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ と自然の瀬に比べて大きな値を示した。維管束植物は地点 A, B の岸際域のサンプル採取範囲すべてに存在し、ツルヨシとミソソバが優占する場所が半数ずつであった。自然石護岸帯である地点 B 左岸ではツルヨシ、ミソソバが繁茂していたが、コンクリート護岸帯である地点 C 左岸では植物は全く存在しなかった。岸際域の流速は、植物が存在する場所では、ほとんどの場合流速計で測定可能な水流は検知されなかったが、コンクリート護岸帯では $7 \sim 22 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ と大きい傾向があり、またツルヨシ群落では最大 $14 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ の流速を示す場合があった(表 1)。

河道横断面の水温分布には、地点間で顕著な相違が認められた(図 2)。地点 A では、岸際域の水温は流心部よりも低く、特に左岸側では流心部と約 $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ の較差が存在した。地点 B では、水温は右岸岸際でやや高く、左岸岸際でやや低い傾向が認められたが、地点 A のような顕著な較差はなかった。地点 C では横断面沿いの水温にほとんど変異は認められなかった。

(2) 流心部の瀬と岸際域の底生無脊椎動物群集の比較

サンプルあたりの分類群数(以下、簡便のため種数とする)は、流心部の大礫底質の瀬では $23 \sim 31$ 、岸際域では $21 \sim 35$ の範囲にあり(図 3a, 附表 2)、瀬と岸際域で有意差は認められなかった ($P>0.05$)。全底生無脊椎動物の密度は、大礫底質の瀬で $609 \sim 3103 \text{ m}^{-2}$ 、護岸に接していない岸際域で $204 \sim 517 \text{ m}^{-2}$ 、自然石護岸帯で $1207 \sim 1248 \text{ m}^{-2}$ 、コンクリート護岸帯で $131 \sim 189 \text{ m}^{-2}$ であった(図 3b, 附表 2)。瀬の密度は、すべての岸際域、コンクリ

表1 サンプルを採取した範囲の環境因子

		No.	流速(cm·s ⁻¹) [†]			優占する植物
			最低値	中央値	最大値	
地点A	流心部瀬	1	15	18	24	—— [‡]
		2	20	23	31	——
	右岸岸際	1	3	10	14	ツルヨシ
		2	3	3	3	ミゾソバ
	左岸岸際	1	3	3	12	ツルヨシ
		2	3	3	3	ツルヨシ
地点B	流心部瀬	1	13	17	20	——
		2	3	12	16	——
	人工式落差の瀬	1	27	33	44	——
		2	28	100	148	——
	右岸岸際	1	3	3	3	ミゾソバ
		2	3	3	3	ミゾソバ
	左岸岸際 (自然石護岸帯)	1	3	3	3	ツルヨシ
		2	3	3	3	ミゾソバ
地点C	流心部瀬	1	15	18	31	——
		2	14	17	25	——
	左岸岸際 (コンクリート護岸帯)	1	7	8	15	——
		2	10	13	22	——

† 5点について測定。測定下限値以下の場合は3cm·s⁻¹とした。

‡ 維管束植物は存在せず。

ート護岸帯を除く岸際域、護岸に接していない岸際域のいずれと比較しても有意に高かった(それぞれ $P < 0.01$, $P < 0.01$, $P < 0.001$)。大礫底質の瀬で優占的な分類群(および密度の相乗平均値に基づく優占度)は、コガタシマトビケラ属 *Cheumatopsyche* (13.7%), コカゲロウ属 *Baetis* (11.3%), シマトビケラ属 *Hydropsyche* (7.7%), ユスリカ科 *Chironomidae* (6.7%), ヒゲナガカワトビケラ *Stenopsyche marmorata* Navas (6.6%), エラブタマダラカゲロウ *Torleya japonica* Gose (6.4%) であるのに対し、岸際域では、ユスリカ科 (9.0%), ヒメカゲロウ属 *Caenis* (7.0%), エラブタマダラカゲロウ (6.2%), コカゲロウ属 (3.2%), ウスバヒメガガンボ属 *Anthoca* (2.2%) が優占的であった。

分類群を単位として、すべてのサンプルについて DCA (Detrended Correspondence Analysis, 除歪対応分析) による座標づけを行った。第1~4軸の固有値は、それぞれ 0.294, 0.061, 0.038, 0.022 であり、第1軸上で成分スコアの低い瀬とスコアの高い岸際域のサンプルが明瞭に区分された(図4)。自然石護岸帯の底生動物群集は、護岸に接していない岸際域の群集の範囲に座標づけされたが、コンクリート護岸帯の群集は第1軸成分スコアが低く、それらの範囲の外側に位置した。人工式落差の瀬では、大礫底質の瀬と比べて第1軸成分ス

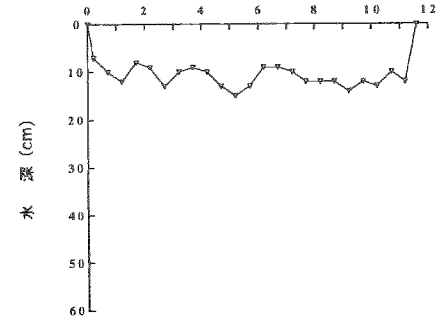
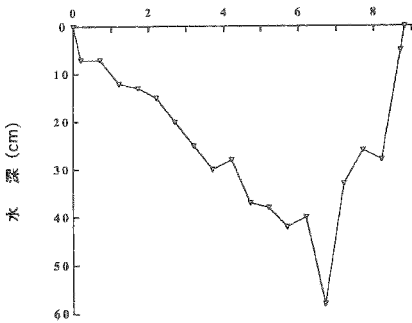
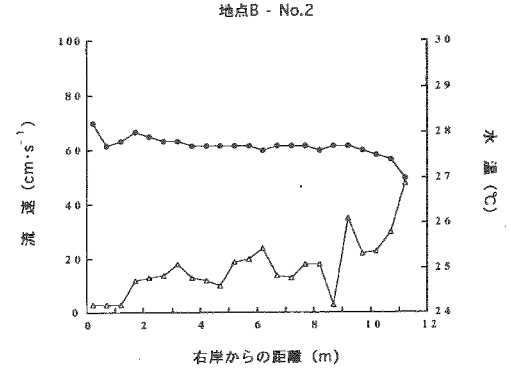
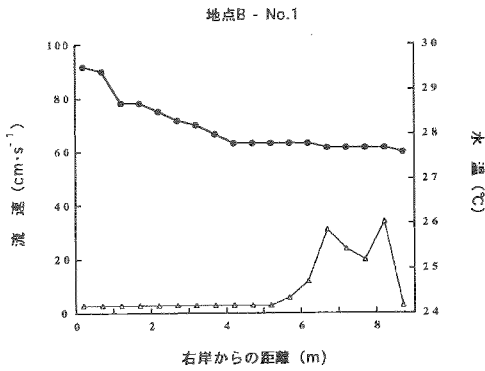
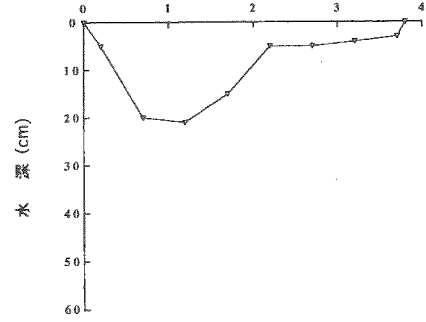
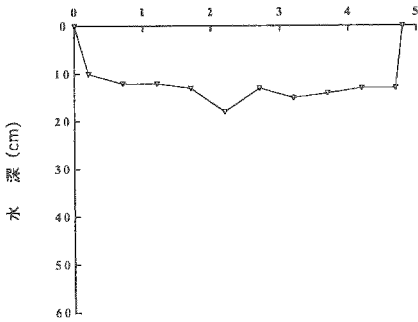
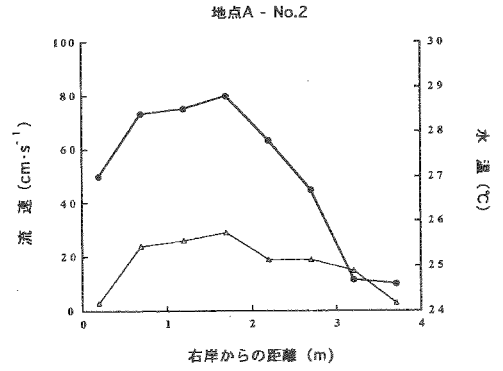
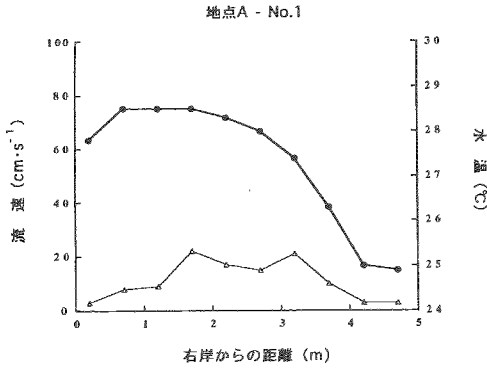


図 2 - 1

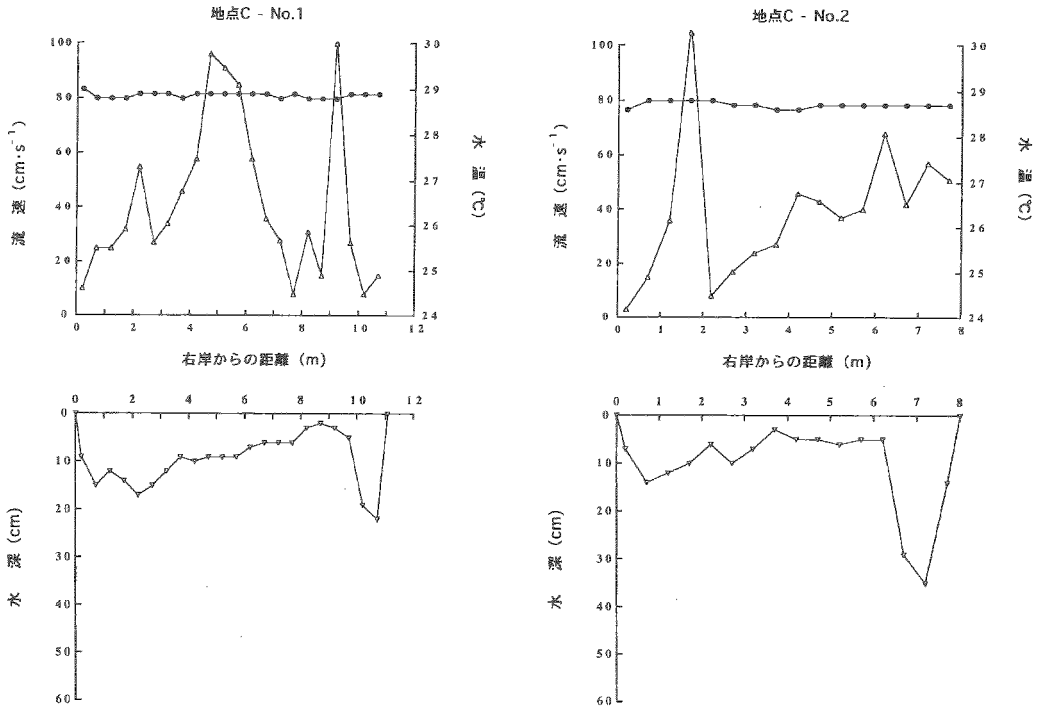


図 2 - 2

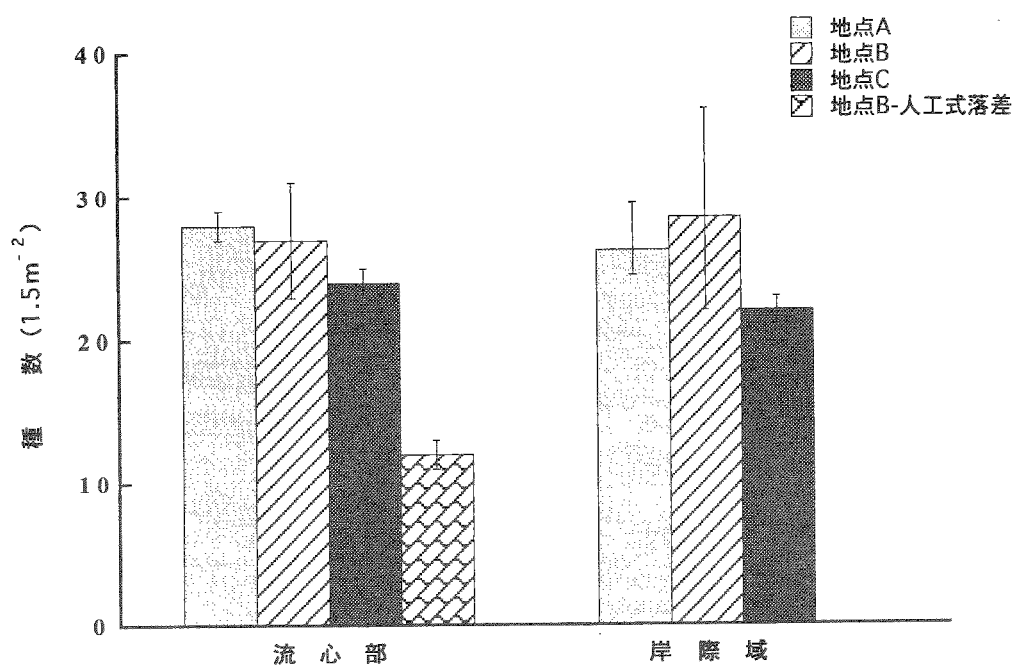
コアが低かった。また、大礫底質の瀬のサンプルに比べて、岸際域のサンプルはそれぞれが比較的離れた位置に座標づけされた。各サンプルの第 1 軸成分スコアには、流速中央値と相関が認められた (図 5)。

人工式落差の瀬を除くサンプルに出現した 78 分類群を、岸際域および瀬における出現パターンおよび平均密度に基づき、5 つの岸際域の選好性を表すグループに分類した (表 2)。コンクリート護岸帯を除く岸際域にのみ出現した分類群 (グループ A) は 24、大礫底質の瀬にのみ出現した分類群 (グループ E) は 13 であった。いずれにも出現した 41 分類群中、5 分類群は有意に岸際域の密度が瀬よりも高く (グループ B)、16 分類群は有意に瀬の密度の方が高く (グループ D)、20 分類群は岸際域と瀬の密度に有意差は認められなかった (グループ C)

($\alpha=0.05$) (表 2, 付図)。本調査において、出現サンプル数が 3 以下、または全サンプルの平均密度が 0.5 m^{-2} 以下の分類群を「希少種」として定義した。出現サンプル数が 1, 2 以下、3 以下、および平均密度 <0.1 , <0.2 , $<0.5 \text{ m}^{-2}$ の 6 タイプの希少種について、大礫底質の瀬、およびコンクリート護岸帯を除く岸際域の各サンプル中の平均種数を比較すると、出現サンプル数が 1 のみの種数を除く 5 タイプの希少種について岸際域で種数が大であった (図 6、ただし有意差が認められたのは平均密度 $<0.2 \text{ m}^{-2}$ のタイプのみ; $P<0.01$)。

各生活型および摂食機能群の、岸際域選好性グループの比率組成には相違がみられた (図 7)。グループ A, B を岸際域を選好する分類群、グループ D, E を瀬を選好する分類群とみなし、それぞれの分類群数の比の 1:1 からのずれを二項検定によって検定した。生活型では、climbers

a



b

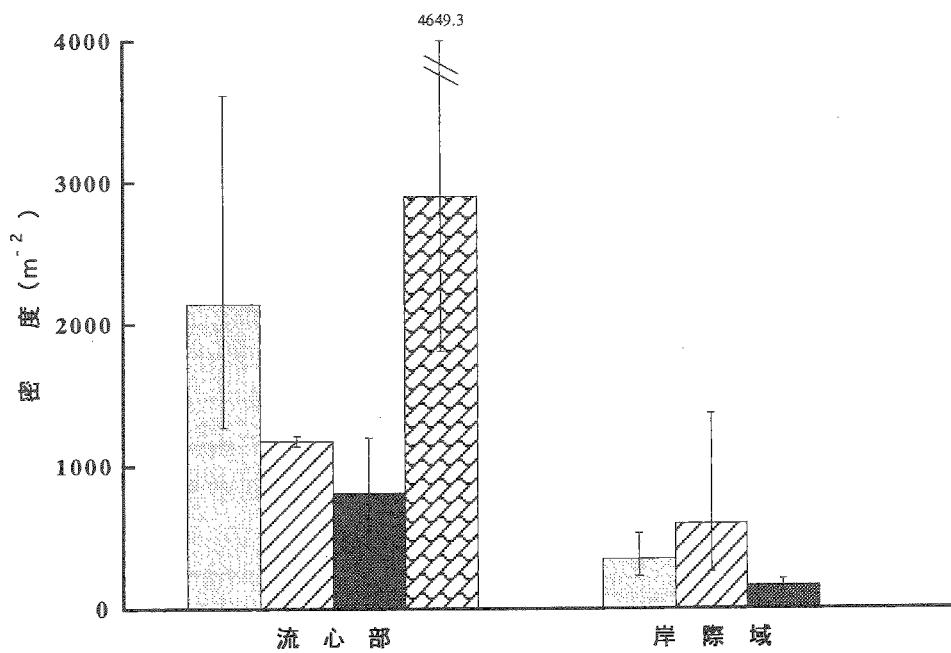


图 3

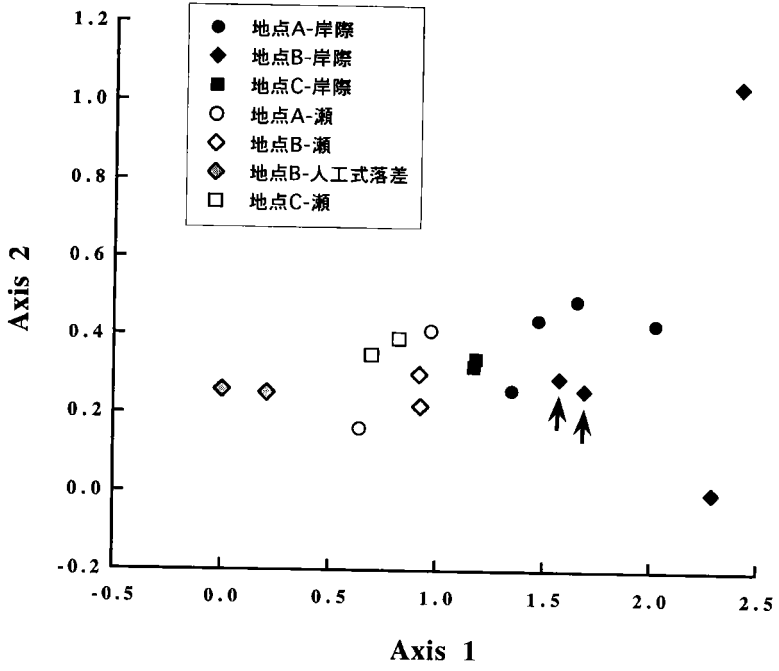


图 4

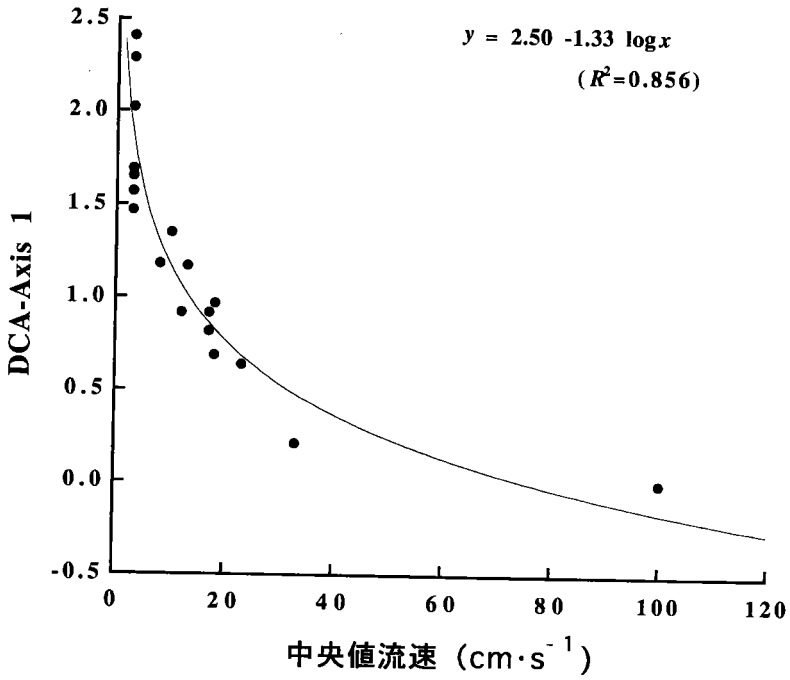


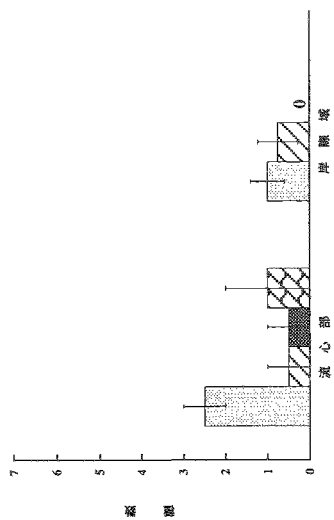
图 5

表2 岸際域選好性による各分類群のグループ分け

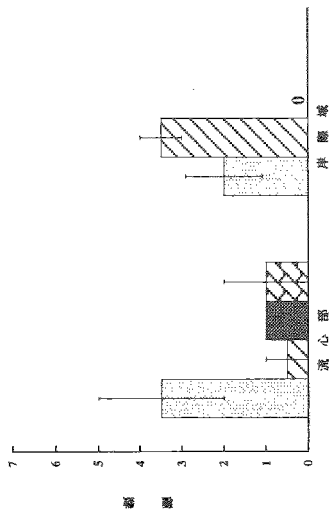
A：岸際域にのみ出現する分類群、B：密度が岸際域で有意に高い分類群、C：瀬と岸際域の密度に有意差のない分類群、D：密度が瀬で有意に高い分類群、E：瀬にのみ出現する分類群、瀬は人工式落差、岸際域はコンクリート護岸帯を除く。

分類群	分類群
グループA	ニンギョウトビケラ
タニガワカゲロウ属亜成虫	ニンギョウトビケラ蛹
ウスバコカゲロウ属	ヒラタドロムシ科
ヒメカゲロウ属亜成虫	ヒメドロムシ科
カワトンボ属	ミズバチ科
シオカラトンボ	ミズバチ科蛹
フタツメカワゲラ属	クロヒメガガンボ属
シマアメンボ	ユスリカ科
ミズカマキリ	ヌカカ科
ヒメトビケラ属	マシジミ
ヒメトビケラ属蛹	
コカクツツトビケラ	グループD
ホソバトビケラ	チラカゲロウ
ホソバトビケラ蛹	ヒラタカゲロウ属
セトトビケラ属	コカゲロウ属
クサツミトビケラ属	アカマダラカゲロウ
アオヒゲナガトビケラ属	カミムラカワゲラ
アオヒゲナガトビケラ属蛹	ヒゲナガカワトビケラ
その他のヒゲナガトビケラ科蛹	ヒゲナガカワトビケラ蛹
ゲンゴロウ科成虫	コガタシマトビケラ
カワニナ	シマトビケラ科蛹
モノアラガイ	シマトビケラ科若齢幼虫
サカマキガイ	ムナグロナガレトビケラ
ヌカエビ	ヤマナカナガレトビケラ
アメリカザリガニ	その他のナガレトビケラ属
	ウスバヒメガガンボ属
	ウスバヒメガガンボ属蛹
	ユスリカ科蛹
グループB	グループE
フタバカゲロウ属	フタオカゲロウ科
クロマダラカゲロウ属	Pseudocloeon 属の一種 sp.1
ミミズ類	Pseudocloeon 属の一種 sp.2
ヒル類	フタバコカゲロウ
ミズムシ	ヘビトンボ
グループC	シマトビケラ属
タニガワカゲロウ属	ナガレトビケラ属蛹
コカゲロウ科亜成虫	ヤマトビケラ属
トゲエラカゲロウ属	ヤマトビケラ属蛹
エラブタマダラカゲロウ属	ガムシ科
マダラカゲロウ科亜成虫	クロモンナガレアブ
ヒメカゲロウ属	ナミウズムシ
キロカワカゲロウ	ミミズ類の一種
モンカゲロウ	
コオニヤンマ	
その他のサナエトンボ科	

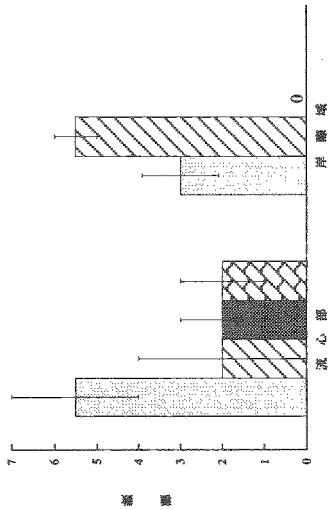
1サンプルのみに出現



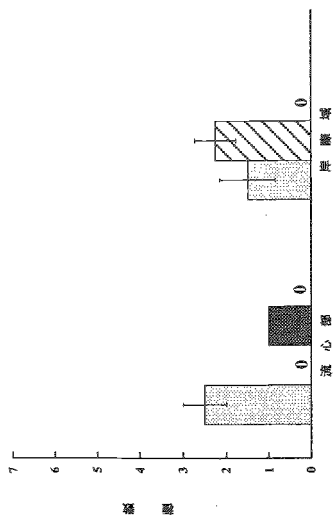
1~2サンプルのみに出現



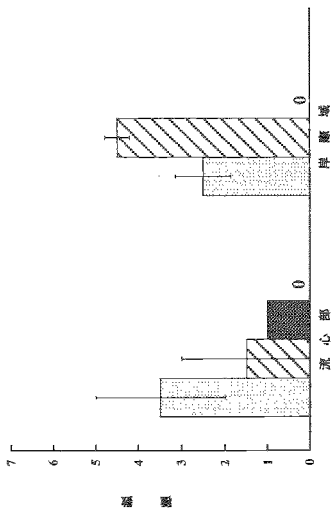
1~3サンプルのみに出現



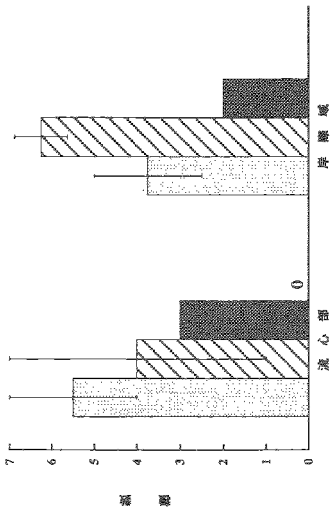
平均密度<0.1m⁻²



平均密度<0.2m⁻²



平均密度<0.5m⁻²



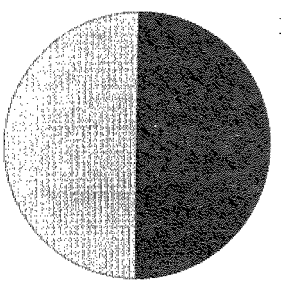
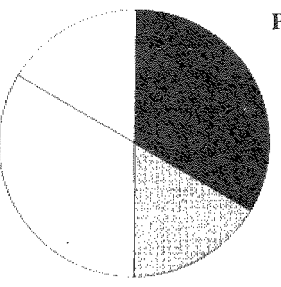
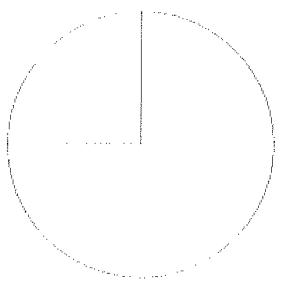
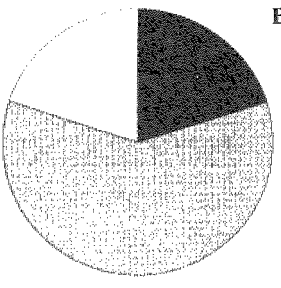
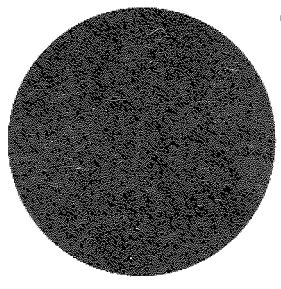
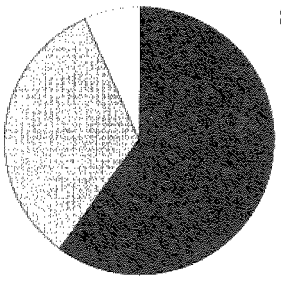
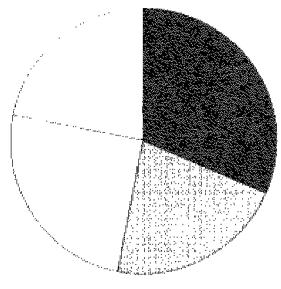
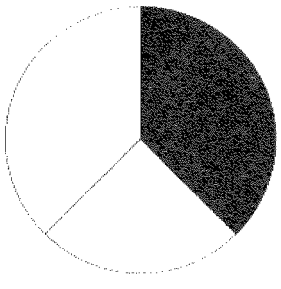
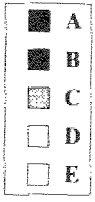
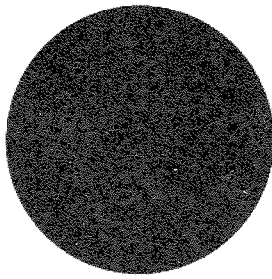
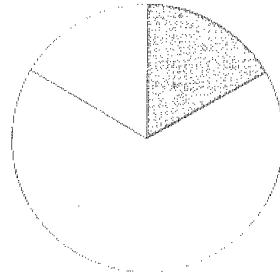


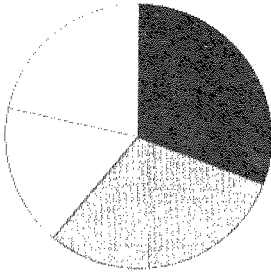
图 7 - 1



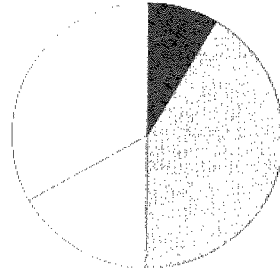
Shredders
(N=4, ns)



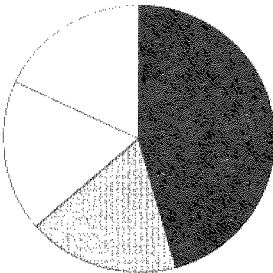
Collectors-Filterers
(N=6, P<0.05)



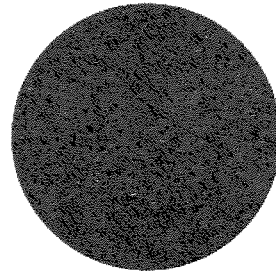
Collectors-Gatherers
(N=23, ns)



Scrapers
(N=12, ns)



Predators
(N=22, ns)



Generalists
(N=5, P<0.01)

図 7 - 2

は岸際域のみに出現し, **sprawlers** は瀬を選好するものに比べて岸際域を選好するものが有意に多く ($P<0.05$), 岸際域のみに出現するものが半数以上を占めていた。**net spinners** には, 岸際域を選好する分類群は存在しなかった。微細堆積物中に掘潜して生活する **burrowers** では, 岸際域を選好する分類群が多い傾向は認められなかった ($P>0.05$)。 **pupae** および **emergent mayfly subimago** においても, 岸際域を選好する分類群が多いとはいえなかった。トビケラ類, ハエ類においては, 幼虫と蛹の岸際選好性グループが一致する例がほとんどであった (表 2)。カゲロウ類では, 幼虫ではグループ C に属するタニガワカゲロウ属, ヒメカゲロウ属が, 亜成虫ではグループ A に属していた (表 2)。摂食機能群では, **generalists** は岸際域にのみ出現し, **shredders** は岸際域を選好する分類群のみによって構成されていた。**collectors-filterers**

および scrapers では、岸際域を選好する分類群は存在しないか比率が小さかった。堆積微細有機物を摂食する collectors-gatherers では、岸際域を選好する分類群が多い傾向は認められなかった ($P>0.05$)。また、体長 3cm 以上の個体が存在する分類群 (カワトンボ属 *Calopteryx*, ミズカマキリ *Ranatra chinensis* Mayr, ヘビトンボ *Protohermes grandis* Thurnberg, ヒゲナガカワトビケラ, ミミズ類 *Oligochaeta*, ヒル類 *Hirudinea*, ヌカエビ *Paratya compressa* Kemp, アメリカザリガニ *Procambarus clarkii* Girard) では、グループ A, B が 6 分類群, グループ D, E が 2 分類群と、岸際域を選好するものが多い傾向があった。

(3) 岸際域間の底生無脊椎動物群集の比較

岸際域に出現した分類群数は 64 であった。サンプルあたりの種数は、護岸に接していない岸際域 (23 ~ 28) と比べて、コンクリート護岸帯で少なく (21 ~ 23), 自然石護岸帯で高い (30 ~ 35) 傾向が認められた (付表 2)。したがって地点 C の種数は、地点 A, B に比べて少なかった (図 3a)。分類群を単位として、岸際域のみのサンプルについて DCA による座標づけを行った。第 1 ~ 4 軸の固有値は、それぞれ 0.174, 0.050, 0.015, 0.002 であり、第 1 軸-第 2 軸平面上で各地点のサンプルは重複せずには区分された (図 8)。地点 B の自然石護岸帯はそれぞれが近い位置に座標づけされた。

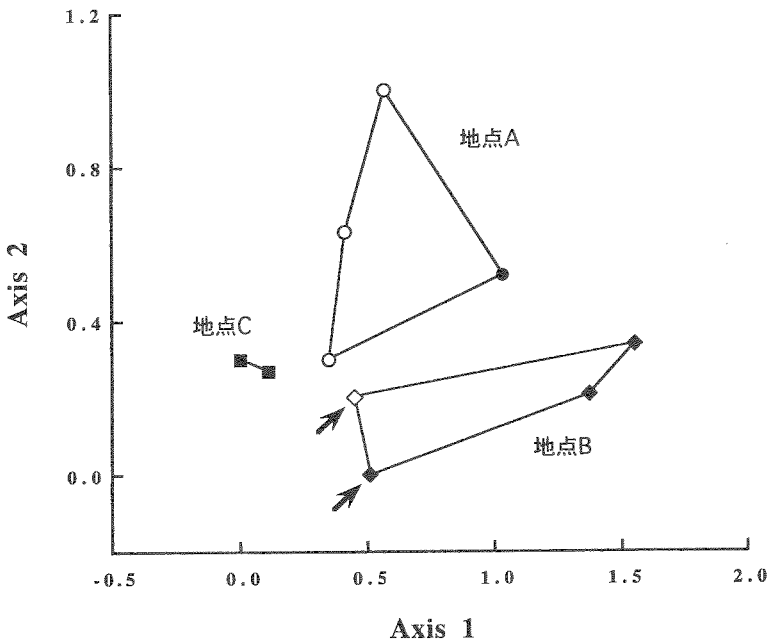


図 8

植物の存在する岸際域（地点 A, B）とコンクリート護岸帯（地点 C）の比較——植物の存在する岸際域に比べて、コンクリート護岸帯で平均密度が高い分類群は 14, 低い分類群は 50 であり、また全無脊椎動物密度はコンクリート護岸帯の方が低かった（図 3b）。植物の存在する岸際域で優占的な分類群（および密度の相乗平均値に基づく優占度）は、ヒメカゲロウ属（21.0 %）、ユスリカ科（15.9 %）、エラブタマダラカゲロウ（11.0 %）であるのに対し、コンクリート護岸帯で優占的な分類群は、コカゲロウ属（19.5 %）、ユスリカ科（14.7 %）、ヒラタドROMシ科 *Psephenidae*（16.4 %）、ウスバヒメガガンボ属（10.6 %）であった。生活型では、*burrowers*, *net spinners*, *emergent mayfly subimago* にはコンクリート護岸帯で密度が高い分類群は存在せず、*swimmers*, *clingers*, *sprawlers* はコンクリート護岸帯で密度が低い分類群が有意に過半数を占めていた（二項検定；表 3）。コンクリート護岸帯で密度が高い 14 分類群中、13 は *clinger* もしくは *pupae*（ヒゲナガカワトビケラ蛹、シマトビケラ科 *Hydropsychidae* 蛹、ニンギョウトビケラ *Goera japonica* Banks 蛹、ウスバヒメガガンボ蛹、ユスリカ科蛹）に属するものであった（図 9a）。摂食機能群では、*shredders*, *collectors-filterers*, *generalists* にはコンクリート護岸帯で密度が高い分類群は存在せず、*collectors-gatherers*, *predators* はコンクリート護岸帯で密度が低い分類群が有意に過半数を占めていた（表 3）。岸際域選好性のグループ A, B に属する 27 分類群は、すべてコンクリート護岸帯では密度が低かった（表 3, 図 9b）。コンクリート護岸帯では、出現する「希少種」はわずかであった（図 6）。

①護岸に接していない岸際域（地点 A, 地点 B 右岸）と自然石護岸域（地点 B 左岸）の比較

護岸に接していない岸際域に比べて、自然石護岸帯で平均密度が高い分類群は 44, 低い分類群は 19 であり、また全無脊椎動物密度は自然石護岸帯の方が高かった。護岸に接していない岸際域と自然石護岸域で 1 ~ 3 位の優占分類群は一致し、ヒメカゲロウ属（相乗平均値に基づく優占度がそれぞれ 22.0 %, 20.4 %）、ユスリカ科（16.4 %, 15.0 %）、エラブタマダラカゲロウ属（12.4 %, 8.7 %）であった。生活型では、*clingers*, *pupae* は自然石護岸帯で密度が高い分類群が有意に過半数を占め、特に *pupae* では 9 分類群中 8 分類群が自然石護岸帯で密度が高かった（表 4）。摂食機能群では、*collectors-gatherers*, *scrapers* は自然石護岸帯で密度が高い分類群が有意に過半数を占めていた（表 4）。生活型、摂食機能群の範疇で、自然石護岸帯で密度が低い分類群が有意に過半数を占めるものは存在しなかった。岸際域選好性のグループ C, D に属する 36 分類群では、31 と大多数の分類群が自然石護岸帯で密度が高かったが、グループ A, B では 27 分類群中 14 と約半数のみであった（表 4）。特に護岸に接していない岸際域での密度が 0.5m⁻² 以下の 11 分類群は、自然石護岸帯では出現しなかった（図 10）。

②植物群落の相違による比較

植物が存在する地点 A, B の岸際域において、ツルヨシが優占する岸際域、ミソソバが優占する岸際域で平均密度が高い分類群はそれぞれ 27, 34 であった。岸際域サンプルによる DCA では、第 1 軸-第 2 軸平面上でツルヨシ群落、ミソソバ群落のサンプルは互いに重複せずに区分された（図 8）。いずれの群落とも、ヒメカゲロウ属（ツルヨシ群落、ミソソバ群落にお

る優占度 22.4 %, 19.6 %), ユスリカ科 (12.6 %, 19.2 %), エラブタマダラカゲロウ (10.7 %, 11.4 %) が優占分類群であった。細長い葉をもつツルヨシが優占する場所では *climbers* に密度が高い分類群が多く, 比較的幅広い葉をもつミソソバが優占する場所では *sprawlers* に密度が高い分類群が多い傾向が存在するものの, 生活型, 摂食機能群, 岸際域選好性グループのいずれにおいても, ツルヨシ, ミソソバどちらかの群落で, 密度が高い分類群が有意に過半数を占める範疇は存在しなかった (表 5)。

表 3 植物の存在する岸際域に比較してコンクリート護岸帯で密度が高い分類群数と低い分類群数

	+	-	有意性 [‡]
生活型			
Swimmers	1	5	*
Clingers	8	20	*
Sprawlers	1	13	***
Climbers	1	4	NS
Burrowers	0	7	*
Net spinners	0	3	NS
Pupae	5	4	NS
Emergent mayfly subimago	0	4	NS
Others	0	3	NS
摂食機能群			
Shredders	0	4	NS
Collectors-filterers	0	5	NS
Collectors-gatherers	3	15	**
Scrapers	3	5	NS
Predators	4	14	**
Generalists	0	5	NS
Others	5	11	NS
岸際域選好性 [§]			
A	0	22	***
B	0	5	NS
C	4	16	*
D	9	7	NS

† +: コンクリート護岸帯で密度の高い分類群, -: コンクリート護岸帯で密度の低い分類群.

‡ 二項検定による有意性; NS: $P > 0.05$, *: $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

§ A: 岸際域にのみ出現した分類群, B: 密度が岸際域で有意に高い分類群, C: 岸際域と瀬で密度に有意差のない分類群, D: 密度が瀬で有意に高い分類群.

(4) 大礫底質の瀬と人工式落差の瀬の底生無脊椎動物群集の比較

サンプルあたりの種数は、大礫底質の瀬では 23 ~ 31 であるのに対し、人工式落差の瀬では 11 ~ 13 と顕著に小さかった (図 3a, 付表 2)。しかし、全無脊椎動物密度は、大礫底質の瀬では 609 ~ 3103m⁻² であるのに対し、人工式落差では 2078 ~ 4050 m⁻² と高かった (図 3b, 付表 2)。人工式落差の瀬では、シマトビケラ属 (優占度 39.6%), コカゲロウ属 (27.4%),

表 4 護岸に接していない岸際域に比較して自然石護岸帯で密度が高い分類群数と低い分類群数

	+†	-†	有意性‡
生活型			
Swimmers	2	4	NS
Clingers	20	7	**
Sprawlers	8	6	NS
Climbers	3	2	NS
Burrowers	4	3	NS
Net spinners	3	0	NS
Pupae	8	1	**
Emergent mayfly subimago	1	3	NS
Others	2	1	NS
摂食機能群			
Shredders	3	1	NS
Collectors-filterers	3	2	NS
Collectors-gatherers	16	2	***
Scrapers	7	1	**
Predators	9	8	NS
Generalists	1	4	NS
Others	12	4	*
岸際域選好性§			
A	9	13	NS
B	4	1	NS
C	17	3	***
D	14	2	***

† +: 自然石護岸帯で密度の高い分類群, -: 自然石護岸帯で密度の低い分類群.

‡ 二項検定による有意性; NS: P>0.05, *: P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001.

§ A: 岸際域にのみ出現した分類群, B: 密度が岸際域で有意に高い分類群, C: 岸際域と瀬で密度に有意差のない分類群, D: 密度が瀬で有意に高い分類群.

フタバコカゲロウ *Baetiella japonica* Imanishi (9.4%), コガタシマトビケラ属 (6.7%), ユスリカ科 (5.8%) と、流速の速いハビタットを嗜好する分類群が優占的であった。特にフタバコカゲロウは、大礫底質での平均密度が 0.6 m⁻² であったのに対し、人工式落差では 251.8 m⁻² と 420 倍の値を示した。大礫底質の瀬と比べて人工式落差の瀬で密度が高い分類群は 11、密度が低い分類群は 45 であった (図 11)。また、人工式落差の瀬では、本調査全体での平均密度が 0.5 m⁻² 以下の希少種は、全く出現しなかった (図 6)。

net spinners を除く生活型、摂食機能群のいずれにおいても、人工式落差で密度が低い分類群の方が高い分類群よりも多かった (表 6)。人工式落差で密度が低い分類群が有意に過半数を占めた範疇は、clingers, burrowers, collectors-gatherers, scrapers であった。岸際域選好

表 5 ツルヨシ群落とミゾソバ群類のそれぞれで密度が高い分類群数

	ツルヨシ	ミゾソバ	有意性 [†]
生活型			
Swimmers	1	5	NS
Clingers	12	14	NS
Sprawlers	5	8	NS
Climbers	3	1	NS
Burrowers	2	5	NS
Net spinners	3	0	NS
Pupae	4	5	NS
Emergent mayfly subimago	1	3	NS
Others	0	3	NS
摂食機能群			
Shredders	3	1	NS
Collectors-filterers	4	1	NS
Collectors-gatherers	7	11	NS
Scrapers	3	5	NS
Predators	6	9	NS
Generalists	2	3	NS
Others	5	11	NS
岸際域選好性 [‡]			
A	8	14	NS
B	2	3	NS
C	7	12	NS
D	10	5	NS

† 二項検定による有意性 ; NS: P>0.05.

‡ A: 岸際域にのみ出現した分類群, B: 密度が岸際域で有意に高い分類群, C: 岸際域と瀬で密度に有意差のない分類群, D: 密度が瀬で有意に高い分類群.

性のグループ B に属する分類群中で、クロマダラカゲロウ属 *Cincticostella* は唯一人工式落差のほうで密度が高く、大礫底質の平均密度 1.8 m⁻² に対し、人工式落差では 26.2 m⁻² と 15 倍近い値を示した (表 6, 付図)。また、大礫底質の瀬では出現しなかったイエバ工科が、幼虫、蛹をあわせて 8.4 m⁻² の密度で存在していた。

表 6 大礫底質の瀬に比較して多段式落差工部分で密度が高い分類群数と低い分類群数

	+ [†]	- [†]	有意性 [‡]
生活型			
Swimmers	1	5	NS
Clingers	5	21	**
Sprawlers	1	7	NS
Climbers	0	1	NS
Burrowers	0	10	**
Net spinners	2	2	NS
Pupae	2	7	NS
Emergent mayfly subimago	0	2	NS
Others	1	1	NS
摂食機能群			
Shredders	0	1	NS
Collectors-filterers	2	4	NS
Collectors-gatherers	3	16	**
Scrapers	2	10	*
Predators	3	11	NS
Others	3	10	NS
岸際域選好性 [§]			
B	1	4	NS
C	1	19	***
D	5	11	NS
E	2	11	*

† +: 多段式落差工部分で密度の高い分類群, -: 多段式落差工部分で密度の低い分類群.

‡ 二項検定による有意性; NS: P>0.05, *: P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001.

§ B: 密度が岸際域で有意に高い分類群, C: 岸際域と瀬で密度に有意差群, D: 岸際域と瀬で密度に有意差のない分類群, E: 密度が瀬で有意に高い分類群.

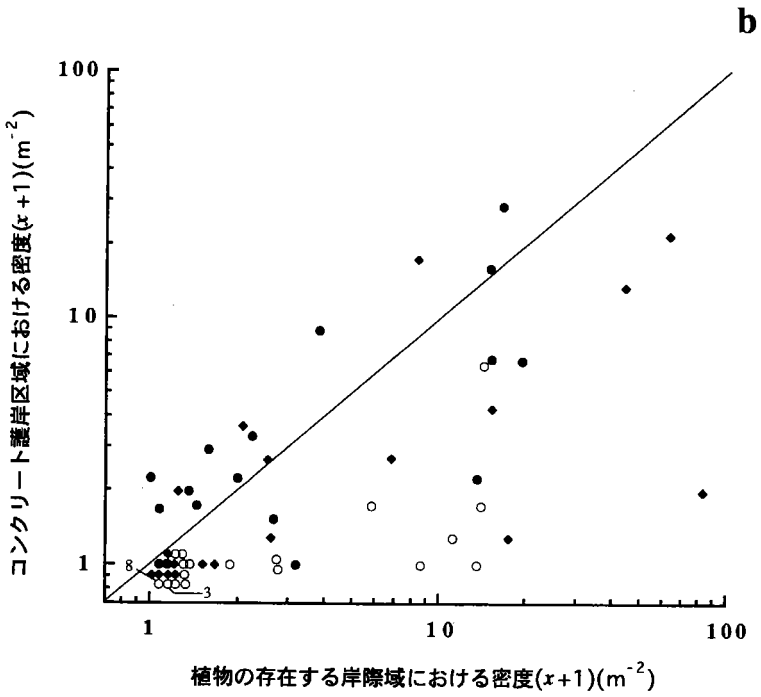
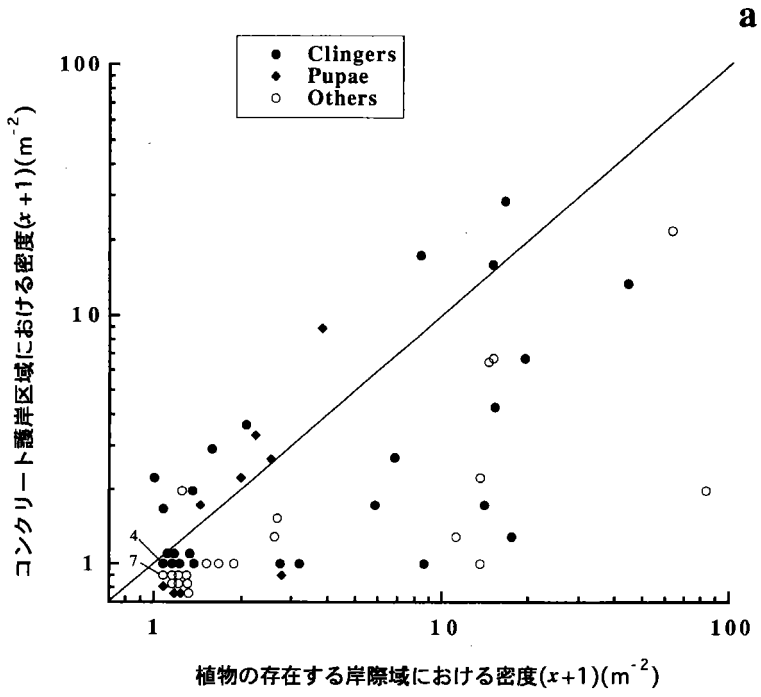


図9

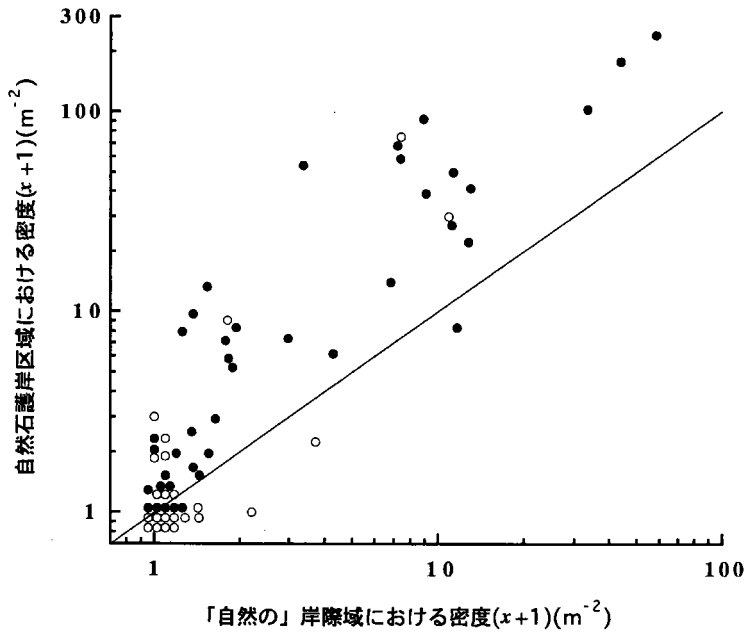


図10

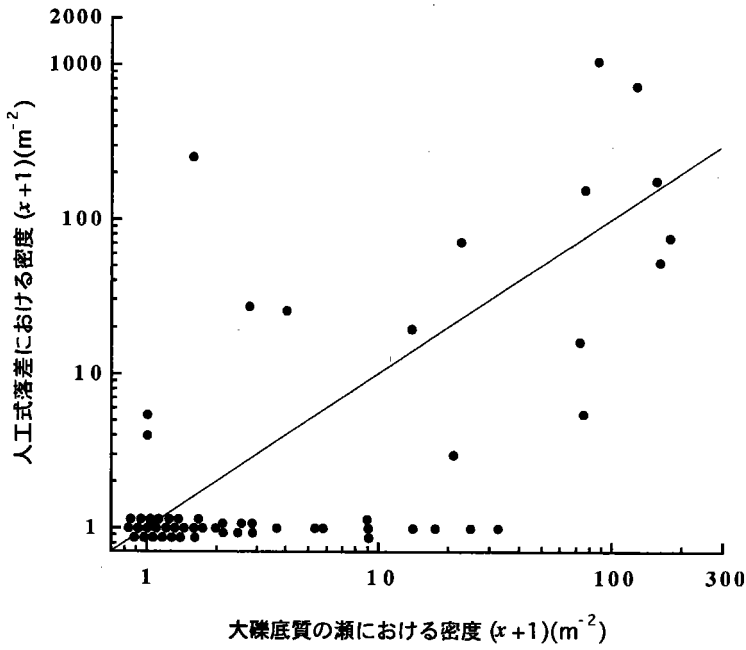


図11

5. 考察

(1) 岸際域の底生動物群集の特性

地点 C のコンクリート護岸帯では維管束植物は全く存在せず、底生動物群集は地点 A, B と比べて種数、全無脊椎動物密度、構成について明らかに異なっていた (図 3, 4)。地点 B の自然石護岸帯では維管束植物が存在し、護岸に接していない岸際域と比べて全無脊椎動物密度は高い傾向が認められたが、種数、構成についてはコンクリート護岸帯に対するほど顕著な相違はみられなかった (図 3, 4)。これらのことから本節では、地点 A, B の植物が存在する岸際域のみを「自然の」岸際域とみなし、流心部の大礫底質の瀬と比較した群集特性を考察する。

岸際域の群集は、瀬と比較して種数は同程度であるが、全無脊椎動物密度は低く、群集構成は全く異なっていた (図 3, 4)。また、瀬と岸際域のいずれにも出現した 41 分類群中、密度が有意に瀬で高い分類群数が 16 であるのに対し、岸際域で有意に高い分類群数は 5 のみであった (表 2)。瀬では、シマトビケラ類やコカゲロウ属など密度の高い少数の分類群が高い優占度を示すのに対し、岸際域では、顕著な優占度を示す分類群は少なく、密度の低い分類群が占める割合が大きいといえる。岸際域には出現せず瀬のみに出現した分類群は 13 であるのに対し、岸際域のみに出現した分類群は 24 と約 2 倍であった (表 2)。また、群集構成のサンプル間の変異は、瀬よりも岸際域のほうが大きく、出現サンプル数が少ない、あるいは平均密度が低い「希少種」は岸際域に多い傾向があった。以上のことから、岸際域では、場所によってそれぞれ密度は低いながらも特徴的な種を含む群集が形成される傾向が強いといえる。本調査においては、シオカラトンボ *Orthetrum albistylum speciosum* (Uhler)、ゲンゴロウ科成虫の他、コカクツツトビケラ *Goerodes japonicus* (Tsuda)、ホンバトビケラ *Molanna moesta* Banks、セトトビケラ属 *Setodes*、クサツミトビケラ属 *Oecetis* といった植物質や砂粒の可携巣をもつトビケラ類、ミズカマキリ、ヌカエビ、アメリカザリガニといった大型の種は、岸際域の少数 (3) 地点に出現が限られ、また密度が低かった。

sprawlers では岸際域を選好するものが多く、これに属する半数以上の分類群が岸際域のみに出現するものであった (図 7)。岸際域のみに出現した *sprawlers* のうち、ホンバトビケラやセトトビケラ属といった砂粒の可携巣をもつトビケラ類、シオカラトンボは、砂・シルト表面を匍匐して生活するものである。流速の速い流心部の瀬では、微細粒子底質がある程度の広がりをもって存在することはまれであるため、これらの分類群は生息が困難であると推察される。このようなハビタットは岸際域のみならず、流速の遅い淵においても存在すると考えられるため、これらの分類群は、必ずしも岸際域を特徴づけるものであるとはいえない可能性がある。これに対し、カワニナ *Semisulcospira bensoni* (Philippi)、モノアラガイ *Radix auriculatus japonicus* Jay、サカマキガイ *Physa acuta* Draparnaud は、主に植物の葉の表面上を匍匐生活しているものと推察され、岸際域の植物の存在が、これらにとって好適な生活場所を提供しているものと考えられる。ミズカマキリ、およびコカクツツトビケラ、クサツミトビケラ属、アオヒゲナガトビケラ属 *Mystacides* といった植物質の可携巣をもつトビケラ類は、茎状の基質を垂直に移動するのに適した *climbers* に属する分類群であり、すべて岸際域のみに出現した

(図7)。これらの生息条件には、岸際域の植物の存在が強く影響しているものと推察される。岸際域は砂・シルトなどの粒径の小さい底質が流心部よりも多いと考えられるが、微細堆積物中に掘潜して生活する burrowers には、特に岸際域を選好する分類群が多いとはいえなかった(図7)。流心部の瀬でも大礫の下流側や礫間の隙間など、小面積であれば微細粒子底質が堆積した場所が存在し得、burrowers に属する通常は緩流部に生息するモンカゲロウ *Ephemera strigata* Eaton などは、そういったハビタットにも生息することが知られている。したがって、微細粒子底質表面上で生活する sprawlers とは異なり、burrowers には瀬でも生活可能な場所が得られるものと考えられる。

トビケラ類、ハエ類において、幼虫期には瀬を主たる生息場所とするが、蛹化場所として岸際域を特に選好するような分類群の存在は認められなかった(表2)。カゲロウ類では、羽化場所として岸際域を選択する分類群の存在が示唆されたが、全体として多いとはいえなかった(図7)。しかし、岸際域で蛹化、羽化する分類群にとって、植物の存在は、魚類や鳥類によって被食される危険性が高いと考えられるこれらの時期に、レフュージとして機能するものと推測される。捕食者からのレフュージとしての岸際域の機能は、大型の分類群に岸際域を選好するものが比較的多かった事実によっても支持される。

堆積有機物を摂食する群のうち、shredders に属する分類群は、岸際域を選好するもののみで構成されていたが、collectors-gatherers では、特に岸際域を選好する分類群が多いとはいえなかった(図7)。本研究では、堆積有機物量についての調査は行っていないが、岸際域は、流心部の瀬に比して、流速の遅さ、維管束植物の存在により、有機物の捕捉・滞留率が高く、有機物を摂食する群の密度は高くなるものと予想される。落葉枝などの大型有機物を摂食する shredders に関してはこの予測は支持されたが、微細有機物を摂食する collectors-gatherers に関してはそうではなかった。河川中下流域では、一般に瀬における一次生産は高く、石面付着物や糸状藻類が発達する。これらに付着あるいは捕捉される微細有機物は少なくないと考えられ、瀬と岸際域では堆積量に大きな差はないのかもしれない。流下微細有機物を摂食する collectors-filterers に岸際域を選好する分類群は存在せず、岸際域の流速の遅さがその原因と考えられる。

以上より、岸際域の底生無脊椎動物群集の特性として、次のような点が明らかとなった：・全体として密度は低い、岸際域にのみ生息する特徴的な種が多い。・群集構成は空間変異が大きく、出現する場所が限られる種が多い。・植物の存在および流速が小であることにより、生活型では sprawlers, climbers, 摂食機能群では shredders に岸際域を選好する分類群が多く、これらは岸際域を特徴づける群であると考えられる。

(2) コンクリート護岸、自然石護岸の底生動物の生息場所としての評価

コンクリート護岸帯では、植物の存在する岸際域と比べて、サンプルあたり種数、全無脊椎動物密度はともに少なかった(図3)。また、岸際域に出現した64分類群中、50の密度がコンクリート護岸帯で低く、特に岸際域を選好する27分類群(グループA, B)はすべて密度が低かった(表3, 図9b)。岸際域これらの相違を生じた原因として、第一にコンクリート護岸帯では、流速 $6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 以下が大部分である他の岸際域に比べて流速が $7 \sim 22 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ と比

較的大であることが考えられる。コンクリート護岸は水衝部に施工されることが多いため、この部分の流速は本来速いものであった可能性があるとともに、流速を低下させる働きを有する維管束植物が生育できないことが影響していると思われる。第二に植物が存在しないこと自体が、底生動物に対して負の影響を与えていると考えられる。葉の表面を主な生息場所とする *sprawlers* や、植物に捕捉される落葉枝を摂食する *shredders* に属する分類群のほとんどの密度が低いこと(表 3)は、これを支持する。

コンクリート護岸帯の群集構成は他の岸際域と明らかに異なり、相対的に流心部の大礫底質の瀬の群集に近いものといえた(図 4)が、瀬を選好する分類群が多い *collectors-filterers* や、瀬と岸際域にともに出現する *burrowers* は、いずれも少なかった(表 3)。また、他の岸際域よりもコンクリート護岸帯で密度が高かった分類群は、ほとんど *clingers* と *pupae* に限られていた(図 9a)。コンクリート護岸帯の流速は植物が存在する岸際域ほど遅くはないが、*collector-filterers* が高密度で生息するには十分ではなく、また部分的に流速が小さく微細粒子を堆積するような場所は、底質構造が単純であるため存在せず *burrowers* の生息場所が得られないものと推察される。したがって大礫底質の瀬を主な生息場所とする分類群にとっても、必ずしもコンクリート護岸帯が好適なハビタットであるとはいえない。*pupae* に属する 9 分類群中、約半数の密度がコンクリート護岸帯で高かったのは興味深い。コンクリート護岸の底質としての安定性が、蛹化場所として好適さを有している可能性がある。

自然石護岸帯では、護岸の影響のない岸際域と比べて、サンプルあたり種数、全無脊椎動物密度はともに多かった(付表 2)。また、護岸の影響のない岸際域で密度が高い分類群は 19 であるのに対し、自然石護岸帯で密度が高い分類群は 44 であり、*sprawlers* や *climbers*, *shredders* に、自然石護岸帯で密度が低い分類群が多いということはなかった(表 3)。自然石護岸帯と護岸に接していない岸際域の第 1 ~ 3 優占種は一致し、これらの間の群集構成の相違は、護岸に接していない岸際域とコンクリート護岸帯の間のそれに比べて大きいとはいえなかった(図 3, 8)。これらのことから、自然石護岸帯ではツルヨシ、ミソソバといった維管束植物が生育し、流速も遅いため、おおむね「自然の」岸際域に近い底生動物の生息条件を満たしているものと評価しうる。

しかしながら、次の 3 点において「自然の」岸際域とは異なった特徴が存在した：第一に、*clingers* や *scrapers* といった通常は瀬の石礫表面で生活する、あるいは食物を得る群に、護岸に接していない岸際域に比べて密度が高い分類群が多いことである。護岸に使用されている自然石の存在がこのような機能をもたらしているものと考えられる。第二に、*pupae* は 9 分類群中、8 が自然石護岸帯で密度が高かった。コンクリート護岸帯と同様に安定な底質が得られることに加えて、コンクリート護岸帯には存在しない植物が捕食者からのレフュージとして機能している可能性がある。第三に、岸際域選好性が高い分類群(グループ A, B)は特に自然石護岸で高い密度を示す分類群が多いということではなく、護岸の影響のない岸際域で密度が $0.5m^{-2}$ 以下と低い 11 分類群は、自然石護岸帯には出現しなかった(図 10)。したがって、「自然の」岸際域には存在する特異的な生息環境を十分備えていない可能性がある。しかし、岸際域選好性が高い分類群で、「自然の」岸際域には出現しないが自然石護岸域には出現するものも 7 分類群あることから、これらの出現の有無は、単に確率的なものであるのかもしれない。

護岸の影響がないと考えられる地点 A では、流心部と岸際域の水温に差が認められ、特に

左岸側において顕著な低下 (4 °C) が観察された (図 2)。この地点では岸際近くの流速はほぼ 10 cm·s⁻¹ 以下であり、水流の影響であるとは考えにくい。河道とは別の起源の低温水の流入があると推測され、事実、左岸側の数カ所で水が流入しているのが観察された。本地点では 1960 年前後に施工された護岸が存在するが、施工後 30 年以上を経ているため劣化し、少ない透水性があるものと思われる。左岸の沿川は水田であるため、この流入水が地下水起源であるとは断言できないが、水温の低下は岸際域の生物に何らかの影響を与えるものと考えられる。本調査ではこの影響を明らかにすることはできなかったが、1994 年 11 月に行った地点 A ~ C での採集調査によれば、地点 A の左岸でのみ、夏期に水温が高い場所では生息できないサワガニ *Geothelphusa dehaanii* (White) が多数個体採集された。これらのことは、堤外から河道への水の流通が、岸際域の生物の生息環境に影響を及ぼす可能性を示唆するものである。自然石護岸帯では、透水性のブロックマットが使用されており、この点においても自然の岸際域の環境を保持しうる点で評価できるものである。地点 C では河道横断面の水温分布に変異は認められず、地点 B では、左岸側の岸際近くでわずかな低下 (河道中央部の水温と比べて 0.8 °C 以下) がみられたが、この地点では岸際近くに流心部が存在し、流速、水深が大であることの影響であると思われる。

(3) 多段式落差工部分の評価

人工式落差の瀬では、大礫底質の瀬と比べて全無脊椎動物の密度は高かったが、サンプルあたり種数は半分以下であり (図 3)、56 分類群中 45 の密度が低かった (図 11)。人工式落差では、シマトビケラ属、コカゲロウ属の優占度が非常に高く、群集構成は相対的に単純であるといえる。この部分では 20 % という急勾配で施工されているため、流速が非常に大きく、100 cm·s⁻¹ を越える場所も存在する。そのため流速の速いハビタットを嗜好する分類群が高い密度を示し、特にフタバコカゲロウは大礫底質の瀬に比べて 420 倍の密度で存在した。しかし、礫は存在するもののコンクリートに埋め込んであるため、礫間の隙間が存在せず、自然状態の瀬では少なくとも存在する流速が緩やかな小部分が得られない。そのため、通常は瀬に生息可能な分類群、あるいは高密度で存在する分類群が、出現しない、あるいは密度が低くなるものと考えられる。礫間に造巣するヒゲナガカワトビケラの密度が 7 % に低下し、*burrowers* に属する 10 分類群すべての密度が人工式落差で低かったことは、このためと推察される。

人工式落差では、底質が安定していること、また流速が速いため微細粒子が堆積しにくいことにより、鮮類および糸状藻類が繁茂し厚いマットを形成していた。固着巣を造る *collectors-filterers* に属するシマトビケラ類にとっては、これらが造巣する際の足場を提供するため、高密度になりうるものと考えられる。また、通常は維管束植物の存在する岸際域を主な生息場所とするクロマダラカゲロウ属が、人工式落差では大礫底質の 10 倍近い密度であったのも、この構造を足場として利用することができるためと考えられる。

これらのことから、人工式落差では、急勾配により流速が大であること、および鮮類、糸状藻類の繁茂により、特定の分類群が高い密度で存在するが、通常の瀬に生息する分類群の大部分にとっては十分な生息場所を提供するものではないと評価される。

6. 提言

本研究より、河川中下流部の岸際域の底生無脊椎動物群集は、流心部の瀬とは異なった特性を有することがあきらかとなった。また、岸際域では、流速が遅いことともに維管束植物が繁茂していることが、特徴的な群集が成立する原因であることが示唆された。コンクリート護岸帯では、岸際域に植物が生育するのは困難であることから、底生動物相は種数、密度とも概して貧弱であり、岸際域に特徴的な群はほとんどが負の影響を受けていた。これに対し、多自然型川づくりによる自然石護岸帯では、自然状態の岸際域と同様な植物群落が形成され、底生動物相は種数、密度の両面からみて豊富であるといえた。また、岸際域に特徴的な群は、個体数が少ない分類群でいくつか出現しないものが存在していたが、全体として顕著な負の影響は認められなかった。したがって、自然石護岸は、底生動物の生息場所として、自然状態の岸際域とほぼ同等の機能を有しているものと評価できる。多様な生物の生息空間として河川を位置づける改修法を目的とするならば、このように岸際域に植物群落の形成が可能であるような護岸を施工すべきであるといえる。

今回の調査では明確にすることができなかったが、形成される植物群落の相違によって、底生動物の生息場所としての機能は異なることが予想される (Rooke 1984, Dudley 1988)。例えば、植物の形状の違いによって、*sprawlers* や *climbers* のように形態・行動的性質が異なる群の生息場所としての好適性は異なると考えられるほか、有機物の捕捉・滞留、捕食者からのレフュージとしての機能なども異なるものと予想される。岸際域を選好する底生動物は、出現する場所が限られている分類群が多く、それぞれの分類群が岸際域内の微細な環境の差異に反応している可能性がある。多様な植物群落の存在は、こういった多様な微環境を生成する上で重要であると考えられるため、自然石護岸を施工する際にはこの点も考慮する必要がある。

自然の河川では、堤外からの地下水の流入が、水温や栄養塩濃度の改変を通じて河川生態系に小さくない影響をもたらす可能性があり、平井川においても、そのようなプロセスの存在が示唆された。したがって、堤内外で水の流通が存在するような場所では、護岸の透水性を考慮する必要がある。永田橋下流の多自然型川づくりによる改修区間では、自然石護岸に透水性ブロックマットを使用している部分、および湧水の保全を目的として低水護岸に凹みを造成している部分がある。今後とも、堤内外の水の流通を調査した上で、このような施工部分を増加することが望ましい。

多段式落差工部分は、特定の分類群が高密度で生息し、自然の大礫底質の瀬とは全く異なった構成をもつ群集が形成されていた。この落差工は、魚類の遡上、および景観に対する配慮を目的として多段式に施工されたものである。多自然型川づくり区間には、大礫底質の瀬は少なく存在し、流心部の瀬の底生動物群集の保全の観点からは、多段式落差工の存在は大きな問題を生じているとはいえないかもしれない。しかし、鮮類や糸状藻類が繁茂することにより、固着造巢性のシマトビケラ類やユスリカ類の一部が大量発生し、不快害虫として問題になる可能性がある。この部分では大礫底質の瀬では出現しなかったイエバ工科の生息も確認されており、鮮類、糸状藻類の除去などの管理を考慮に入れる必要があると思われる。

7. 文献リスト

- Dudley T. M. (1988) The role of plant complexity and epiphyton in colonization of macrophytes by stream insects. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 23: 1153-1158.
- 平井川多自然型川づくり検討委員会 (1994) 平井川の多自然型川づくりについて報告書.
- Merritt R. W. and Cummins K.W. (eds.) (1984) *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall / Hunt, Iowa.
- Ormerod S. J. (1988) The micro-distribution of aquatic macroinvertebrates in the Why river system: the result of abiotic or biotic factors? *Freshwater Biology* 20: 241-247.
- リバーフロント整備センター (1992) まちと水辺に豊かな自然を：多自然型建設工法の理念と実際. 山海堂.
- Rooke J. B. (1984) The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. *Freshwater Biology* 14: 507-513.

付表1 各分類群の生活型と摂食機能群

Merritt and Cummins (1984) に多くをしたがった。

分類群	生活型 [†]	摂食機能群 [‡]	分類群	生活型 [†]	摂食機能群 [‡]
昆虫類			ヤマトビケラ属	CL	SC
カゲロウ目			ヤマトビケラ属蛹	P	NF
フタオカゲロウ科	SW/CL	CG	ヒメトビケラ属	CL	PC
チラカゲロウ	SW/CL	CF	ヒメトビケラ属蛹	P	NF
ヒラタカゲロウ属	CL	CG/SC	ニンギョウトビケラ	CL	SC
タニガワカゲロウ属	CL	CG/SC	ニンギョウトビケラ蛹	P	NF
タニガワカゲロウ属亜成虫	EM	NF	コカクツツビケラ	CM	SH
フタバカゲロウ属	SW/CL	CG/SC	ホソバトビケラ	SP/CL	CG/PR
コカゲロウ属	SW/CL	CG/SC	セトトビケラ属	SP/CL	CG/PR
Pseudocloeon 属の一種 sp.1	SW/CL	SC/CG	クサツミトビケラ属	CL/SP/CM	PR/SH
Pseudocloeon 属の一種 sp.2	SW/CL	SC/CG	アオヒゲナガトビケラ属	SP/CM	CG/SH
フタバコカゲロウ	CL	SC/CG	アオヒゲナガトビケラ属蛹	P	NF
ウスバコカゲロウ属	SW/CL	CG/SC	その他のヒゲナガトビケラ科蛹	P	NF
コカゲロウ科亜成虫	EM	NF	コウチュウ目		
トゲエラカゲロウ属	CL/SP	CG	ゲンゴロウ科成虫	SW	PR
エラブタマダラカゲロウ属	CL	CG	ガムシ科	CM	PR
クロマダラカゲロウ属	CL	CG	ヒラタドROMシ科	CL	SC
アカマダラカゲロウ	CL	CG	ヒメドROMシ科	CL	CG/SC
マダラカゲロウ科亜成虫	EM	NF	ハチ目		
ヒメカゲロウ属	SP	CG/SC	ミズバチ科	Parasitoid	Parasitoid
ヒメカゲロウ属亜成虫	EM	NF	ミズバチ科蛹	P	NF
キイロカワカゲロウ	SP/CL	CG			
モンカゲロウ	BR	CG	ハエ目		
トンボ目			ウスバヒメガガンボ属	CL	CG
コオニヤンマ	BR	PR	ウスバヒメガガンボ属蛹	P	NF
その他のサナエトンボ科	BR	PR	クロヒメガガンボ属	BR/SP	PR
シオカラトンボ	SP	PR	ユスリカ科	--- §	--- §
カワゲラ目			ユスリカ科蛹	P	NF
カミムラカワゲラ	CL	PR	ヌカカ科	SP/BR	PR
フタツメカワゲラ属	CL	PR	クロモンナガレアブ	SP/BR	PR
カメムシ目			イエバエ科	SP	PR
シマアメンボ	SK	PR	イエバエ科蛹	P	NF
ミズカマキリ成虫	CM	PR	その他の無脊椎動物		
ヘビトンボ目			ナミウズムシ	CL	PR
ヘビトンボ	CL	PR	カワニナ	SP	G
トビケラ目			モノアラガイ	SP	G
ヒゲナガカワトビケラ	NS	CF	サカマキガイ	SP	G
ヒゲナガカワトビケラ蛹	P	NF	マシジミ	BR	CF
シマトビケラ属	NS	CF	ミミズ類の一種	BR	CG
コガタシマトビケラ属	NS	CF	その他のミミズ類	BR	CG
シマトビケラ科蛹	P	NF	ヒル類	SP/BR	PR
シマトビケラ科若齢幼虫	NS	CF	ミズムシ	CL	SH
ムナグロナガレトビケラ	CL	PR	ヌカエビ	CL/SW	G
ヤマナカナガレトビケラ	CL	PR	アメリカザリガニ	CL	G
その他のナガレトビケラ属	CL	PR			
ナガレトビケラ属蛹	P	NF			

† BR: burrowers, CL: clingers, CM: climbers, EM: emergent mayfly subimago, NS: net spinners, P: pupae, SK: skaters, SP: sprawlers, SW: swimmers.

‡ CF: collectors-filterers, CG: collectors-gatherers, G: generalists, NF: non-feeding stages, PC: piercers, PR: predators, SC: scrapers, SH: shredders.

§ ユスリカ科には、様々な生活型、摂食機能群の種が含まれる。

付表2 各サンプルにおける底生動物の密度 (m²)

発育段階を記していない昆虫類はすべて幼虫である。

昆虫類	INSECTA	流心部の瀬							
		地点A		地点B				地点C	
		大礫底質の瀬	大礫底質の瀬	人工式落差の瀬	大礫底質の瀬	人工式落差の瀬	大礫底質の瀬	大礫底質の瀬	
カゲロウ目	Ephemeroptera								
フタオカゲロウ科	Siphonuridae	---	2.7	---	---	---	---	---	---
チラカゲロウ	<i>Isonychia japonica</i>	2.0	12.7	1.3	1.3	---	---	---	---
ヒラタカゲロウ属	<i>Epeorus</i>	43.3	84.0	4.7	1.3	---	---	22.7	23.3
タニガワカゲロウ属	<i>Ecdyonurus</i>	45.3	13.3	4.0	3.3	---	---	4.0	6.0
タニガワカゲロウ属亜成虫	<i>Ecdyonurus</i> (subimago)	---	---	---	---	---	---	---	---
フタバカゲロウ属	<i>Cloeon</i>	---	---	---	---	---	---	1.3	---
コカゲロウ属	<i>Baetis</i>	124.0	696.0	67.3	105.3	664.0	807.1	81.3	80.0
Pseudocloeon 属の一種 sp.1	<i>Pseudocloeon</i> sp.1	0.7	54.7	---	---	---	---	2.0	---
Pseudocloeon 属の一種 sp.2	<i>Pseudocloeon</i> sp.2	4.0	9.3	0.7	0.7	---	---	3.3	2.7
フタバコカゲロウ	<i>Baetiella japonica</i>	---	14.0	---	---	258.0	245.8	---	---
ウスバコカゲロウ属	<i>Centroptilium</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
コカゲロウ科亜成虫	<i>Baetidae</i> (subimago)	4.7	---	0.7	---	---	---	0.7	2.7
トゲエラカゲロウ属	<i>Thraulius</i>	22.0	11.3	8.7	8.0	---	---	4.0	3.3
エラブタマダラカゲロウ属	<i>Torleya japonica</i>	134.0	145.3	46.7	53.3	16.0	14.2	60.7	44.0
クロマダラカゲロウ属	<i>Cincticostella</i>	8.7	---	1.3	6.0	16.0	42.7	0.7	0.7
アカマダラカゲロウ	<i>Serratella rufa</i>	175.3	515.3	136.0	104.0	96.0	58.9	176.0	131.3
マダラカゲロウ科亜成虫	<i>Ehemerellidae</i> (subimago)	3.3	---	0.7	---	---	---	---	---
ヒメカゲロウ属	<i>Caenis</i>	178.0	90.0	47.3	58.0	---	---	1.3	10.0
ヒメカゲロウ属亜成虫	<i>Caenis</i> (subimago)	---	---	---	---	---	---	---	---
キイロカワカゲロウ	<i>Potamanthodes kamonis</i>	13.3	2.7	0.7	---	---	---	---	---
モンカゲロウ	<i>Ephemera strigata</i>	15.3	3.3	10.7	11.3	---	---	2.7	---
トンボ目	Odonata								
コオニヤンマ	<i>Sieboldius albardae</i>	---	---	---	0.7	---	---	---	---
その他のサナエトンボ科	other Gomphidae	---	---	---	0.7	---	---	0.7	---
シオカラトンボ	<i>Orthetrum albistylum speciosum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
カワゲラ目	Plecoptera								
カミムラカワゲラ	<i>Kamimuria tibialis</i>	---	---	---	1.3	---	---	2.0	1.3
フタツメカワゲラ属	<i>Neoperla</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
カメムシ目	Hemiptera								
シマアメンボ	<i>Metrocoris histrio</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
ミズカマキリ成虫	<i>Ranatra chinensis</i> (adults)	---	---	---	---	---	---	---	---
ヘビトンボ目	Megaroptera								
ヘビトンボ	<i>Protohermes grandis</i>	0.7	---	---	---	---	---	---	---
トビケラ目	Trichoptera								
ヒゲナガカワトビケラ	<i>Stenopsyche marmorata</i>	120.0	121.3	89.3	76.7	---	29.1	78.0	20.7
ヒゲナガカワトビケラ蛹	<i>Stenopsyche marmorata</i> (pupae)	8.0	8.0	4.7	6.0	---	---	6.0	---
シマトビケラ属	<i>Hydropsyche</i>	63.3	421.3	48.7	41.3	790.0	1411.8	162.0	45.3
コガタシマトビケラ属	<i>Cheumatopsyche</i>	148.7	352.0	167.3	88.0	44.0	710.9	207.3	80.7
シマトビケラ科蛹	<i>Hydropsychidae</i> (pupae)	27.3	44.7	22.0	15.3	32.0	156.4	22.0	10.7
シマトビケラ科若齢幼虫	<i>Hydropsychidae</i> (early instars)	21.3	50.7	17.3	29.3	---	---	28.0	11.3
ムナグロナガレトビケラ	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	9.3	10.7	14.0	18.7	24.0	14.2	22.7	7.3
ヤマナカナガレトビケラ	<i>Rhyacophila yamanakensis</i>	10.0	3.3	---	1.3	8.0	71.1	9.3	2.7
その他のナガレトビケラ属	other <i>Rhyacophila</i>	0.7	0.7	0.7	1.3	---	---	4.0	0.7
ナガレトビケラ属蛹	<i>Rhyacophila</i> (pupae)	0.7	---	---	1.3	---	---	3.3	---

付表 2 (続き)

		流心部の瀬							
		地点A		地点B			地点C		
		大礫底質の瀬		大礫底質の瀬		人工式落差の瀬		大礫底質の瀬	
ヤマトビケラ属	<i>Glossosoma</i>	---	2.7	---	---	---	---	---	---
ヤマトビケラ属蛹	<i>Glossosoma</i> (pupae)	---	0.7	---	---	---	---	---	---
ヒメトビケラ属	<i>Hydroptila</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
ヒメトビケラ属蛹	<i>Hydroptila</i> (pupae)	---	---	---	---	---	---	---	---
ニンギョウトビケラ	<i>Goera japonica</i>	---	9.3	---	0.7	---	---	---	---
ニンギョウトビケラ蛹	<i>Goera japonica</i> (pupae)	2.7	2.0	4.0	4.7	---	---	0.7	---
コカクツツビケラ	<i>Goerodes japonicus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
ホソバトビケラ	<i>Molanna moesta</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
セトトビケラ属	<i>Setodes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
クサツミトビケラ属	<i>Oecetis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
アオヒゲナガトビケラ属	<i>Mystacides</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
アオヒゲナガトビケラ属蛹	<i>Mystacides</i> (pupae)	---	---	---	---	---	---	---	---
その他のヒゲナガトビケラ科蛹	other Leptoceridae (pupae)	---	---	---	---	---	---	---	---
コウチュウ目	Coleoptera								
ゲンゴロウ科成虫	Dytiscidae (adults)	---	---	---	---	---	---	---	---
ガムシ科	Hydrophilidae	0.7	---	---	---	---	---	---	---
ヒラタドロムシ科	Psephenidae	15.3	12.0	13.3	10.0	---	---	17.3	11.3
ヒメドロムシ科	Elmidae	---	---	---	0.7	---	---	---	---
ハチ目	Hymenoptera								
ミズバチ科	<i>Agriotypus gracilis</i>	---	0.7	---	---	---	---	---	---
ミズバチ科蛹	<i>Agriotypus gracilis</i> (pupae)	---	2.0	---	0.7	---	---	---	---
ハエ目	Diptera								
ウスバヒメガガンボ属	<i>Anthoca</i>	171.3	178.0	280.0	312.0	62.0	43.3	100.0	60.0
ウスバヒメガガンボ属蛹	<i>Anthoca</i> (pupae)	42.0	9.3	37.3	35.3	8.0	---	20.7	5.3
クロヒメガガンボ属	<i>Hexatoma</i>	---	0.7	---	0.7	---	---	---	0.7
ユスリカ科	Chironomidae	47.3	190.0	106.0	180.7	60.0	400.9	25.3	40.7
ユスリカ科蛹	Chironomidae (pupae)	8.7	13.3	9.3	22.0	---	---	2.0	4.7
ヌカカ科	Ceratopogonidae	---	0.7	---	---	---	---	---	---
クロモンナガレアブ	<i>Suragina caerulescens</i>	---	---	---	---	---	---	0.7	---
イエバエ科	Muscidae	---	---	---	---	---	14.9	---	---
イエバエ科蛹	Muscidae (pupae)	---	---	---	---	---	28.4	---	---
その他の無脊椎動物	other invertebrates								
ナミウズムシ	<i>Dugesia gonocephala</i>	4.0	14.0	3.3	---	---	---	---	0.7
カワエナ	<i>Semisulcospira bensoni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
モノアラガイ	<i>Radix auricularius japonicus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
サカマキガイ	<i>Physa acuta</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
マシジミ	<i>Corbicula leana</i>	---	---	---	---	---	---	---	0.7
ミミズ類の一種	Oligochaeta sp.	---	---	---	2.7	---	---	---	---
その他のミミズ類	other Oligochaeta	---	---	3.3	1.3	---	---	---	0.7
ヒル類	Hirudinea	8.0	---	---	---	---	---	---	---
ミズムシ	<i>Asellus hilgendorffi</i>	---	---	---	0.7	---	---	---	---
ヌカエビ	<i>Paratya compressa improvisa</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
アメリカザリガニ	<i>Procambarus clarkii</i>	---	---	---	---	---	---	---	---
全無脊椎動物		1484.0	3102.7	1151.3	1206.7	2078.0	4049.8	1072.7	609.3
種数		27	29	23	31	11	13	25	23

付表2 (続き)

		岸 際 域									
		地点A右岸		地点A左岸		地点B右岸		地点B左岸		地点C左岸	
		PH†	PO†	PH	PH	PO	PO	PH	PO	CO†	CO
昆虫類	INSECTA										
カゲロウ目	Ephemeroptera										
フタオカゲロウ科	Siphonuridae	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
チラカゲロウ	<i>Isonychia japonica</i>	0.7	---	---	---	---	---	---	---	---	---
ヒラタカゲロウ属	<i>Epeorus</i>	0.7	---	2.7	---	---	---	---	5.3	2.7	1.3
タニガワカゲロウ属	<i>Ecdyonurus</i>	7.3	24.0	14.0	10.0	10.7	11.3	39.3	41.3	0.7	---
タニガワカゲロウ属亜成虫	<i>Ecdyonurus</i> (subimago)	---	---	---	---	---	0.7	---	---	---	---
フタバカゲロウ属	<i>Cloeon</i>	---	6.0	---	---	16.7	49.3	2.7	9.3	---	---
コカゲロウ属	<i>Baetis</i>	6.0	27.3	10.0	16.7	14.0	2.7	28.7	83.3	50.7	14.7
Pseudocloeon 属の一種 sp.1	<i>Pseudocloeon</i> sp.1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Pseudocloeon 属の一種 sp.2	<i>Pseudocloeon</i> sp.2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
フタバコカゲロウ	<i>Baetiella japonica</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
ウスバコカゲロウ属	<i>Centroptilium</i>	---	2.0	---	---	29.3	28.0	---	4.0	---	2.0
コカゲロウ科亜成虫	Baetidae (subimago)	0.7	1.3	---	---	---	1.3	---	1.3	---	---
トゲエラカゲロウ属	<i>Thraulius</i>	4.7	40.0	32.7	22.0	4.7	3.3	30.7	14.7	2.7	4.0
エラブタマダラカゲロウ属	<i>Torleya japonica</i>	28.0	36.0	52.0	26.7	34.0	24.7	80.7	128.7	12.7	12.0
クロマダラカゲロウ属	<i>Cincticostella</i>	6.0	14.7	16.0	14.0	8.7	5.3	32.7	24.0	2.0	---
アカマダラカゲロウ	<i>Serraiella rufa</i>	17.3	10.7	30.0	18.0	1.3	0.7	82.7	100.0	4.0	8.0
マダラカゲロウ科亜成虫	Ehemerellidae (subimago)	---	1.3	---	---	---	0.7	---	---	---	---
ヒメカゲロウ属	<i>Caenis</i>	42.0	147.3	111.3	37.3	49.3	28.0	342.7	167.3	0.7	1.3
ヒメカゲロウ属亜成虫	<i>Caenis</i> (subimago)	0.7	---	---	---	---	---	---	---	---	---
キイロカワカゲロウ	<i>Potamanthodes kamonis</i>	---	0.7	4.0	2.0	3.3	12.0	68.0	41.3	3.3	0.7
モンカゲロウ	<i>Ephmera strigaia</i>	---	1.3	2.7	2.7	---	---	8.0	4.7	---	0.7
トンボ目	Odonata										
コオニヤンマ	<i>Sieboldius albardae</i>	---	---	---	---	---	---	1.3	0.7	---	---
その他のサナエトンボ科	other Gomphidae	---	4.0	---	0.7	0.7	---	1.3	0.7	---	---
シオカラトンボ	<i>Orthetrum albistyum speciosum</i>	---	0.7	---	---	---	---	---	0.7	---	---
カワゲラ目	Plecoptera										
カミムラカワゲラ	<i>Kamimuria tibialis</i>	---	0.7	---	---	---	---	---	---	0.7	0.7
フタツメカワゲラ属	<i>Neoperla</i>	---	---	---	---	---	---	8.0	---	---	---
カメムシ目	Hemiptera										
シマアメンボ	<i>Metrocoris histrio</i>	1.3	12.0	---	0.7	1.3	---	---	---	---	---
ミズカマキリ成虫	<i>Ranatra chinensis</i> (adults)	---	---	---	0.7	---	---	---	---	---	---
ヘビトンボ目	Megaroptera										
ヘビトンボ	<i>Protohermes grandis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
トビケラ目	Trichoptera										
ヒゲナガカワトビケラ	<i>Stenopsyche marmorata</i>	11.3	6.7	18.0	9.3	7.3	2.7	36.7	39.3	---	4.0
ヒゲナガカワトビケラ蛹	<i>Stenopsyche marmorata</i> (pupae)	---	0.7	1.3	0.7	---	---	0.7	0.7	---	2.0
シマトビケラ属	<i>Hydropsyche</i>	2.7	---	5.3	2.7	0.7	---	2.7	4.7	4.0	2.7
コガタシマトビケラ属	<i>Cheumatopsyche</i>	20.0	4.7	13.3	15.3	2.0	0.7	57.3	87.3	4.0	8.0
シマトビケラ科蛹	Hydropsychidae (pupae)	0.7	---	---	---	1.3	---	6.0	8.0	0.7	2.0
シマトビケラ科若齢幼虫	Hydropsychidae (early instars)	6.7	---	0.7	---	---	---	6.7	22.0	---	1.3
ムナグロナガレトビケラ	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	2.0	---	4.0	2.7	---	---	8.0	6.7	---	---
ヤマナカナガレトビケラ	<i>Rhyacophila yamanakensis</i>	---	---	0.7	---	---	---	---	0.7	---	---
その他のナガレトビケラ属	other <i>Rhyacophila</i>	0.7	---	0.7	---	---	---	0.7	1.3	1.3	0.7
ナガレトビケラ属蛹	<i>Rhyacophila</i> (pupae)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

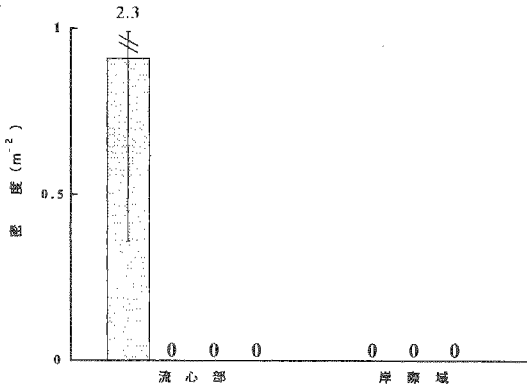
† PH: ツルヨシ群落, PO: ミゾソバ群落, CO: コンクリート護岸.

付表 2 (続き)

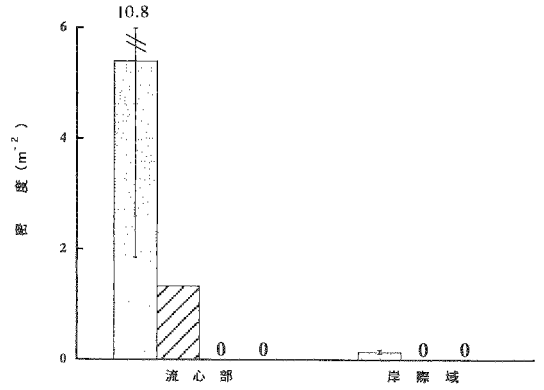
		岸 際 域									
		地点A右岸		地点A左岸		地点B右岸		地点B左岸		地点C左岸	
		PH†	PO†	PH	PH	PO	PO	PH	PO	CO†	CO
ヤマトビケラ属	<i>Glossosoma</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ヤマトビケラ属蛹	<i>Glossosoma</i> (pupae)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ヒメトビケラ属	<i>Hydroptila</i>	—	0.7	—	—	—	—	1.3	1.3	—	—
ヒメトビケラ属蛹	<i>Hydroptila</i> (pupae)	—	—	—	—	—	—	2.7	—	—	—
ニンギョウトビケラ	<i>Goera japonica</i>	0.7	—	4.0	1.3	—	—	2.7	1.3	4.7	1.3
ニンギョウトビケラ属	<i>Goera japonica</i> (pupae)	6.0	1.3	0.7	0.7	—	—	4.7	4.0	2.0	1.3
コカクツツビケラ	<i>Goerodes japonicus</i>	—	—	—	0.7	—	—	0.7	—	—	—
ホソバトビケラ	<i>Molanna moesta</i>	—	—	—	—	0.7	—	—	0.7	—	—
セトトビケラ属	<i>Setodes</i>	—	—	—	—	3.3	—	—	—	—	—
クサツミトビケラ属	<i>Oecetis</i>	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—	—
アオヒゲナガトビケラ属	<i>Mystacides</i>	—	5.3	12.7	6.0	18.0	13.3	97.3	52.0	—	—
アオヒゲナガトビケラ属蛹	<i>Mystacides</i> (pupae)	0.7	2.7	—	—	4.7	—	12.0	5.3	—	—
その他のヒゲナガトビケラ科蛹	other Leptoceridae (pupae)	—	0.7	—	—	—	—	—	—	—	—
コウチュウ目	Coleoptera										
ゲンゴロウ科成虫	Dytiscidae (adults)	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—
ガムシ科	Hydrophilidae	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ヒラタドROMシ科	Psephenidae	6.7	24.7	4.7	2.0	7.3	2.7	12.7	13.3	13.3	20.0
ヒメドROMシ科	Elmidae	—	—	0.7	—	—	—	0.7	—	—	—
ハチ目	Hymenoptera										
ミズバチ科	<i>Agriotypus gracilis</i>	—	—	—	—	—	—	—	0.7	—	—
ミズバチ科蛹	<i>Agriotypus gracilis</i> (pupae)	—	—	0.7	—	—	—	—	1.3	—	—
ハエ目	Diptera										
ウスバヒメガガンボ属	<i>Anthoca</i>	7.3	6.0	33.3	26.0	2.0	—	38.7	85.3	10.7	20.7
ウスバヒメガガンボ属蛹	<i>Anthoca</i> (pupae)	0.7	—	1.3	—	—	0.7	6.7	11.3	2.7	2.0
クロヒメガガンボ属	<i>Hexatoma</i>	—	—	—	—	—	—	1.3	1.3	1.3	0.7
ユスリカ科	Chironomidae	13.3	85.3	60.0	46.0	40.7	46.7	159.3	194.7	39.3	10.7
ユスリカ科蛹	Chironomidae (pupae)	2.7	2.0	2.0	—	6.0	2.0	6.0	6.7	14.7	4.0
ヌカカ科	Ceratopogonidae	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—
クロモンナガレアブ	<i>Suragina caeruleascens</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
イエバエ科	Muscidae	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
イエバエ科蛹	Muscidae (pupae)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
その他の無脊椎動物	other invertebrates										
ナミウズムシ	<i>Dugesia gonocephala</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	2.0	0.7
カウニナ	<i>Semisulcospira bensoni</i>	—	0.7	2.0	—	—	0.7	—	—	—	—
モノアラガイ	<i>Radix auricularius japonicus</i>	—	1.3	—	2.7	—	—	—	—	—	—
サカマキガイ	<i>Physa acuta</i>	—	—	—	—	0.7	—	—	2.7	—	—
マシジミ	<i>Corbicula leana</i>	—	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—
ミミズ類の一種	<i>Oligochaeta</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
その他のミミズ類	other Oligochaeta	2.0	27.3	5.3	17.3	6.7	25.3	38.7	18.0	8.7	3.3
ヒル類	Hirudinea	4.7	17.3	6.0	11.3	20.7	12.0	7.3	7.3	—	0.7
ミズムシ	<i>Asellus hilgendorffii</i>	0.7	—	2.7	2.7	0.7	—	10.0	2.0	—	—
ヌカエビ	<i>Paratya compressa improvisa</i>	—	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—
アメリカザリガニ	<i>Procambarus clarkii</i>	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—
全無脊椎動物		204.7	517.3	455.3	299.3	298.7	276.0	1248.0	1207.3	189.3	131.3
種数		23	28	27	27	28	21	30	35	21	23

†PH: ツルヨシ群落. PO: ミソソバ群落. CO: コンクリート護岸.

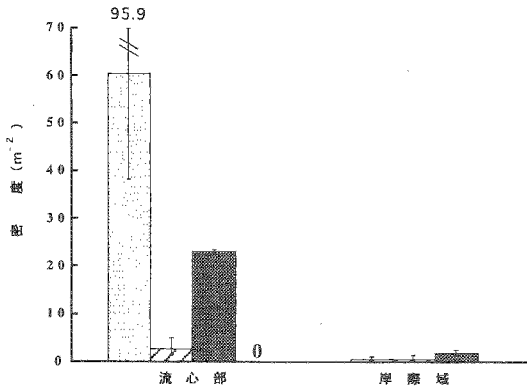
フタオカゲロウ属



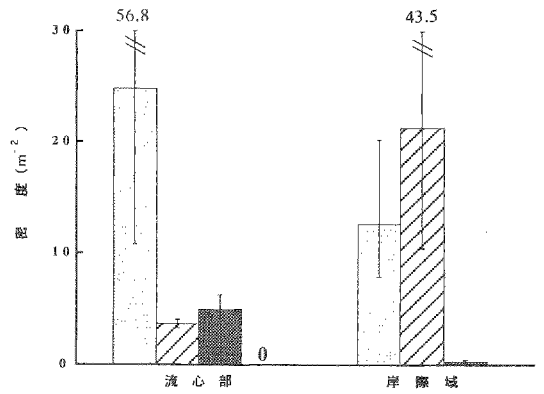
チラカゲロウ



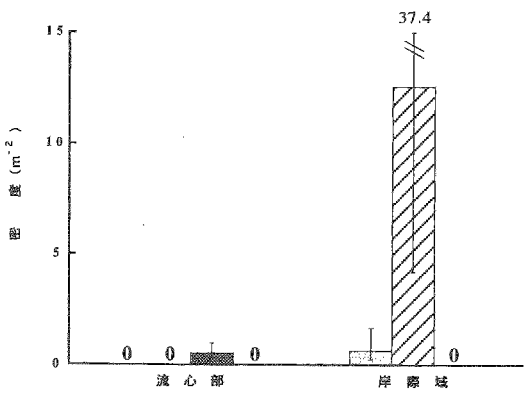
ヒラタカゲロウ属



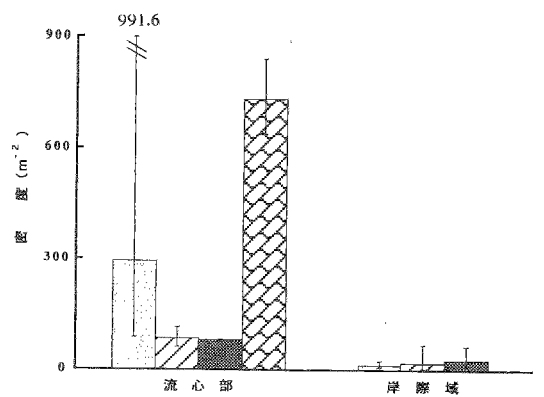
タニガワカゲロウ属



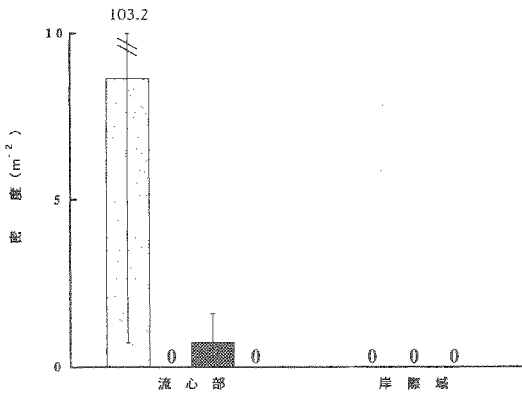
フタバカゲロウ属



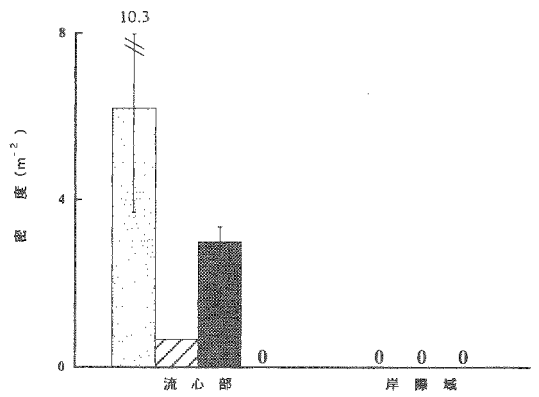
コカゲロウ属



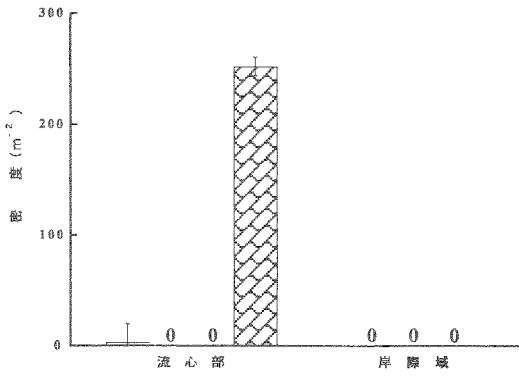
Pseudocteon 属の一種A



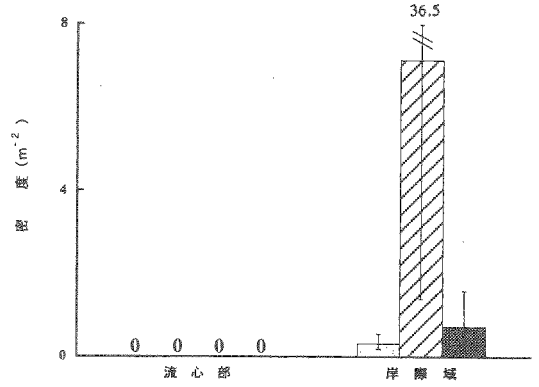
Pseudocteon 属の一種B



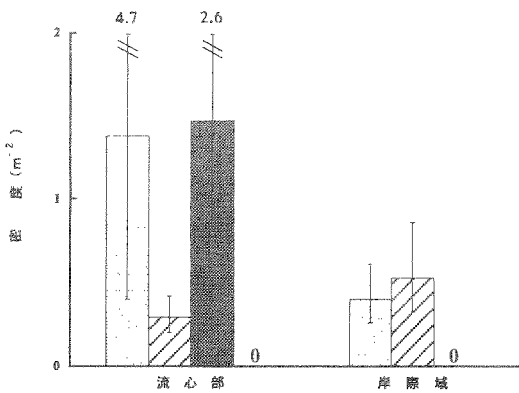
フタバコカゲロウ



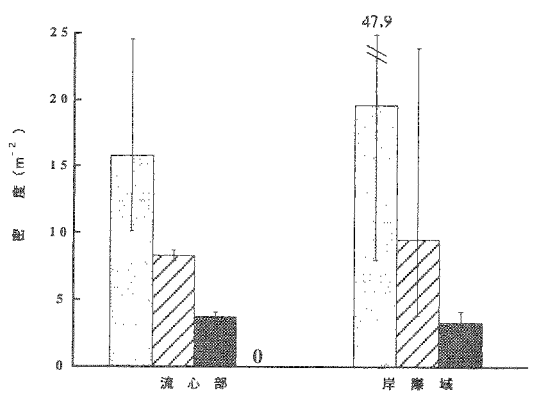
ウスバコカゲロウ属



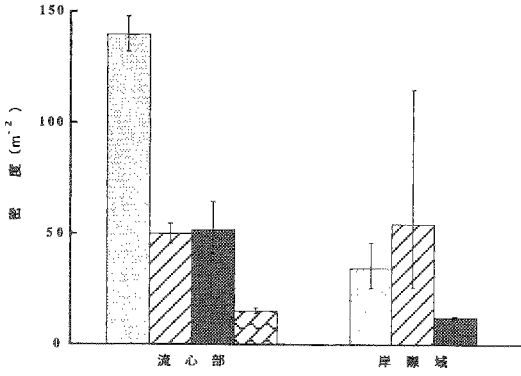
コカゲロウ科亜成虫



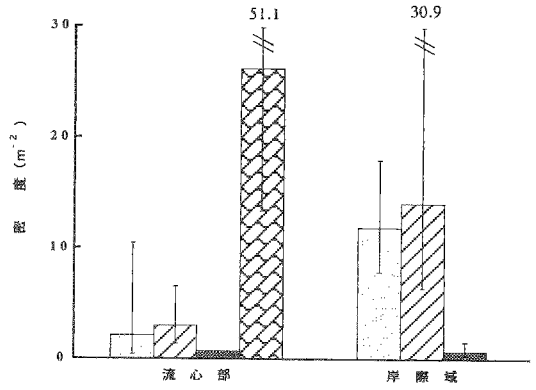
トゲエラカゲロウ属



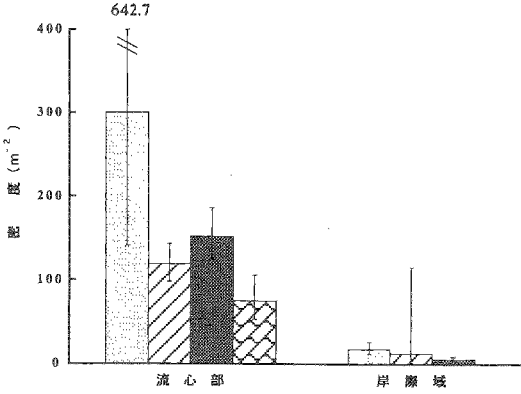
エラブタマダラカゲロウ属



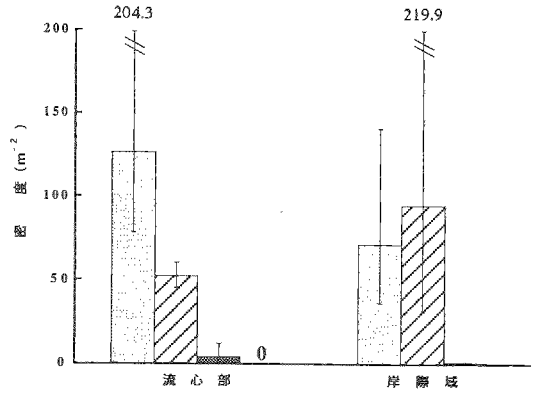
クロマダラカゲロウ属



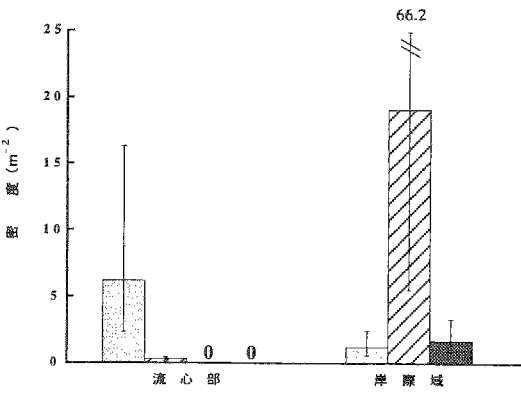
アカマダラカゲロウ属



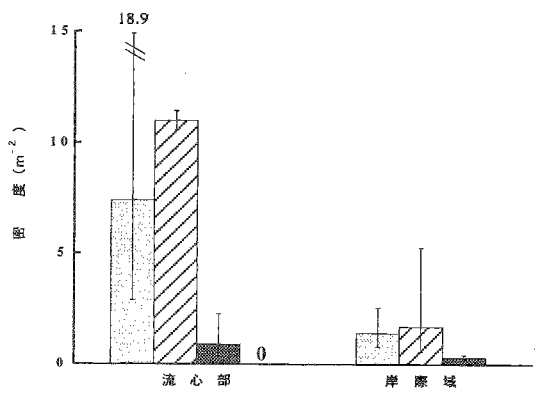
ヒメカゲロウ属



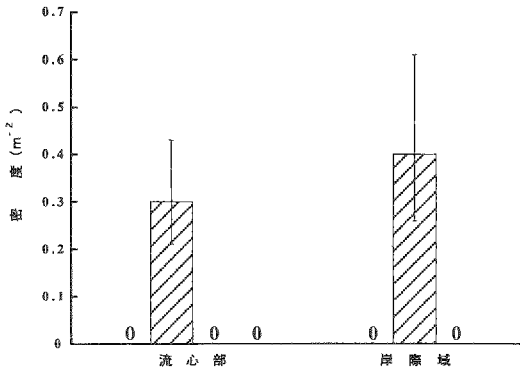
キイロカワカゲロウ



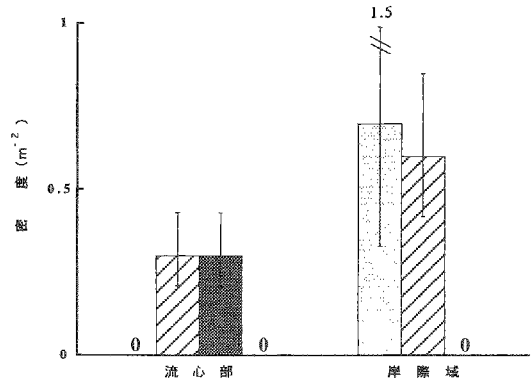
モンカゲロウ



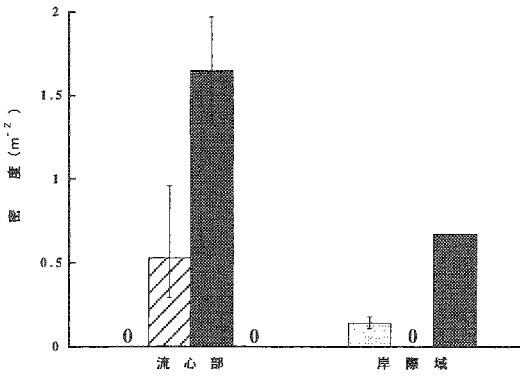
コオニヤンマ



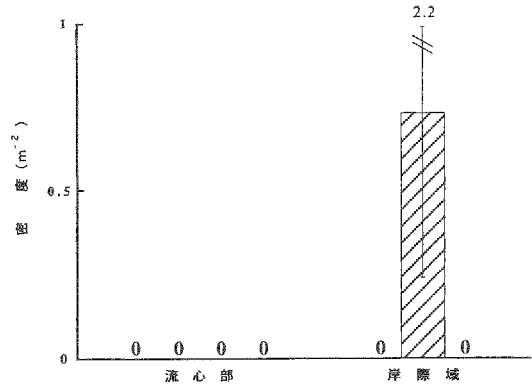
その他のサナエトンボ科



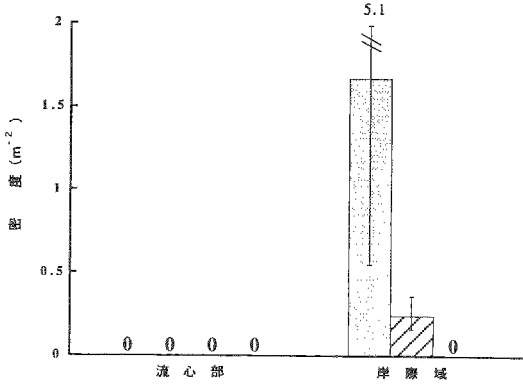
カミムラカワグサ



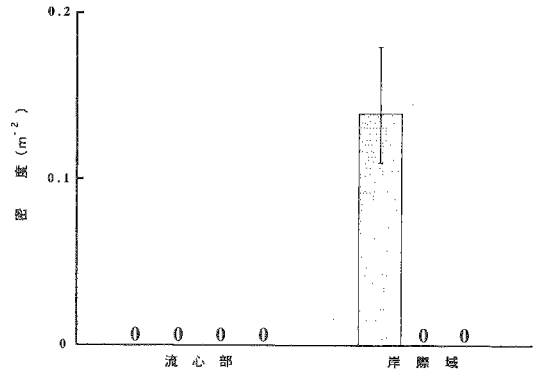
フタツメカワグサ属



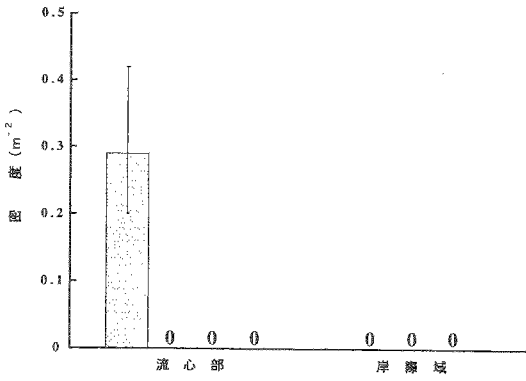
シマアメンボ



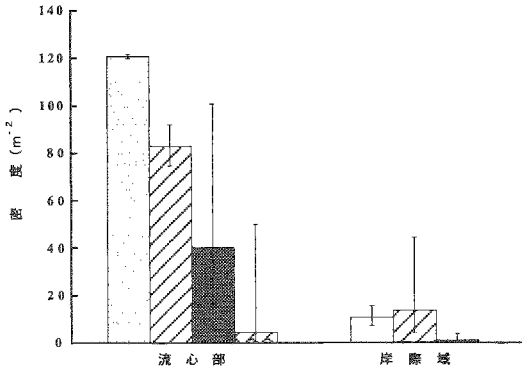
ミズカマキリ



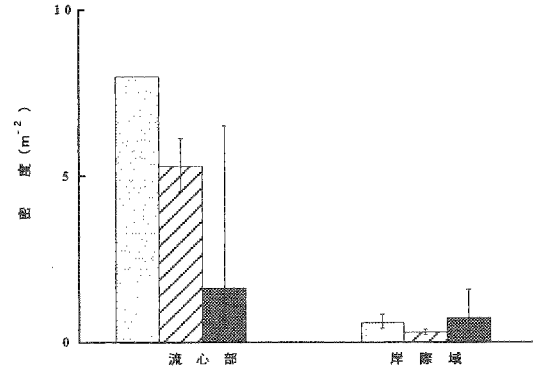
ヘビトンボ



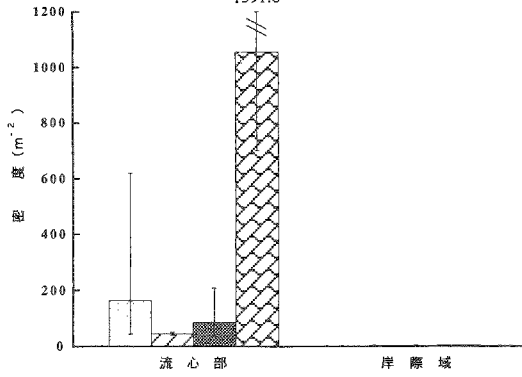
ヒゲナガカワトビケラ



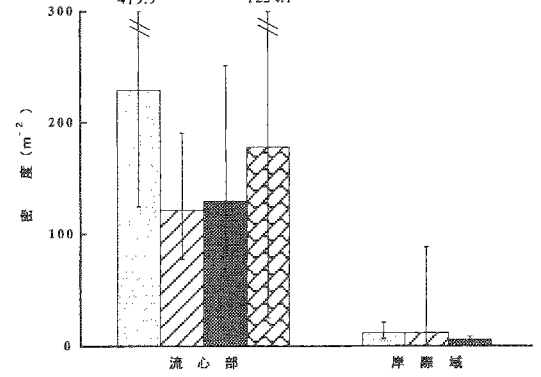
ヒゲナガカワトビケラ蛹



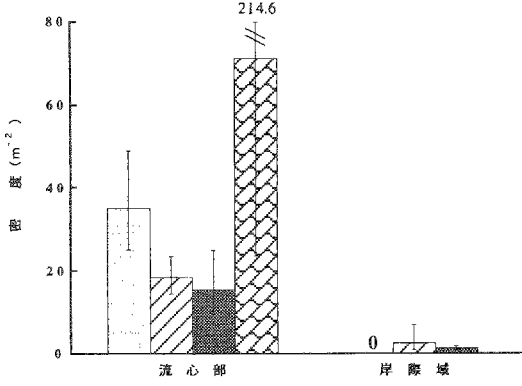
シマトビケラ属



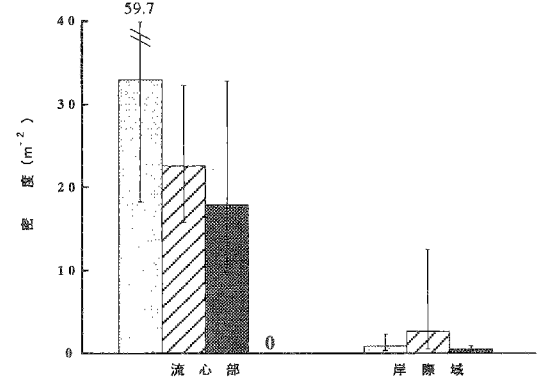
コガタシマトビケラ



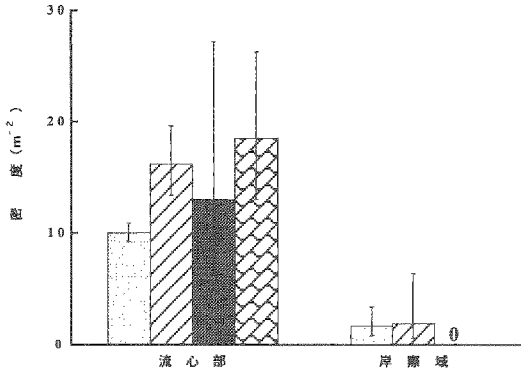
シマトビケラ科蛹



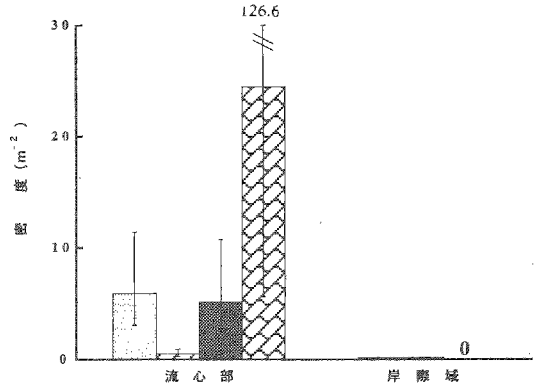
シマトビケラ科若齢幼虫



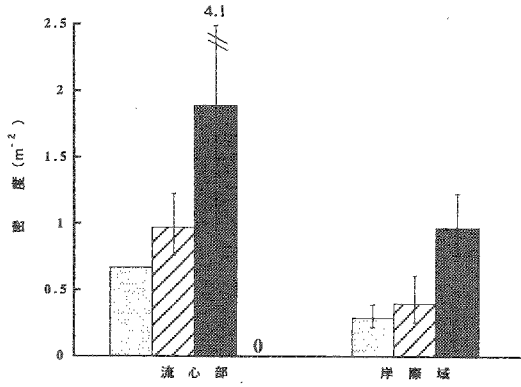
ムナグロナガレトビケラ



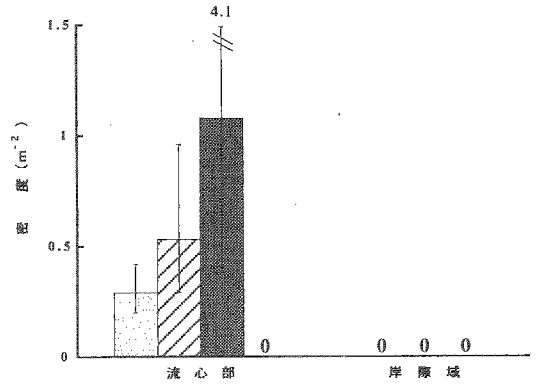
ヤマナカナガレトビケラ



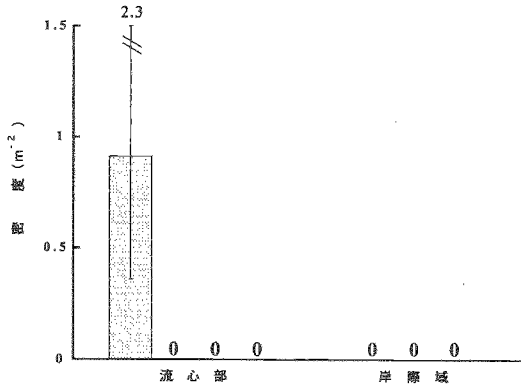
その他のナガレトビケラ属



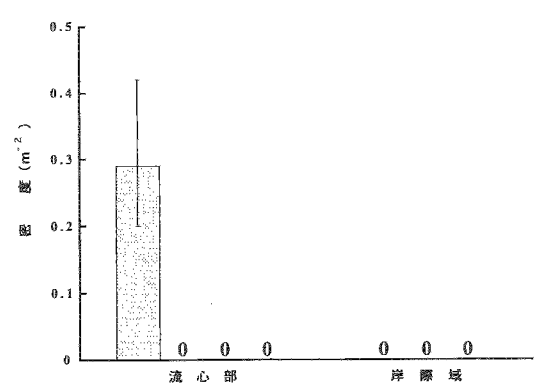
ナガレトビケラ属種



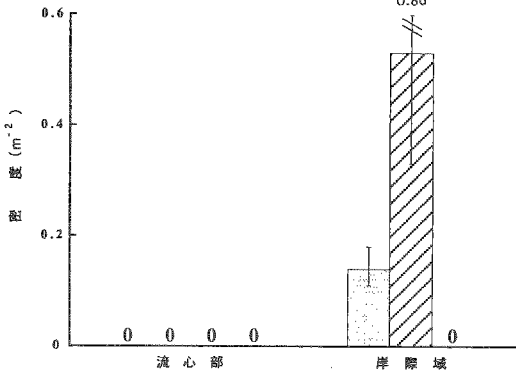
ヤマトビケラ属



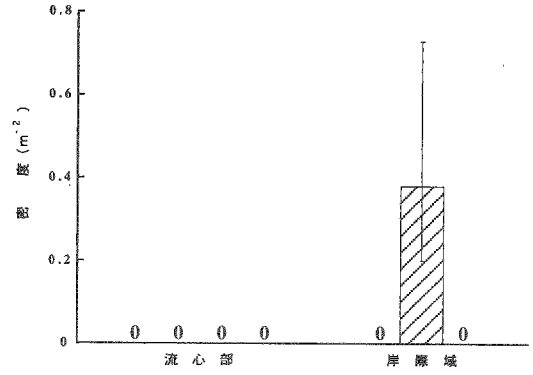
ヤマトビケラ属種



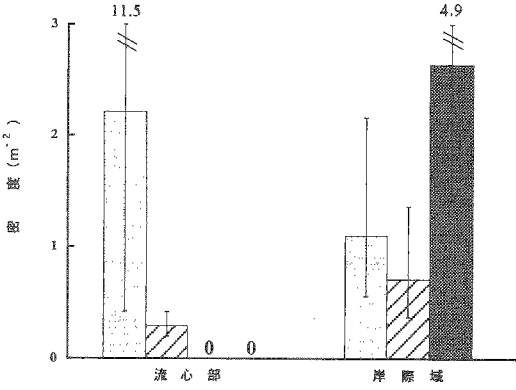
ヒメトビケラ属



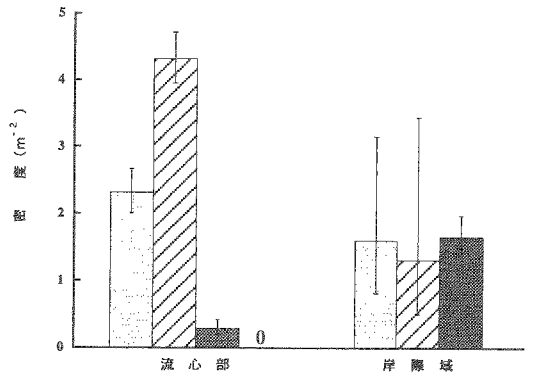
ヒメトビケラ属蛹



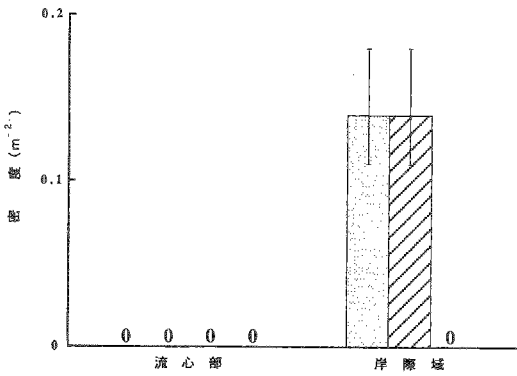
ニンギョウトビケラ



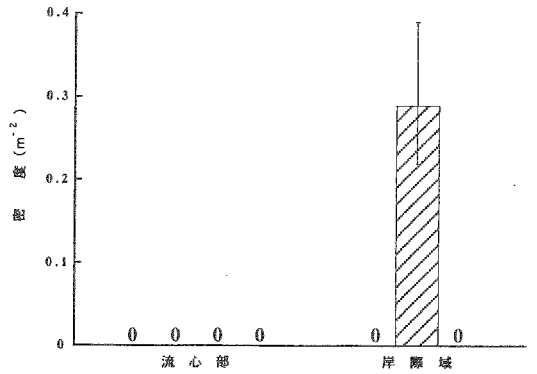
ニンギョウトビケラ蛹



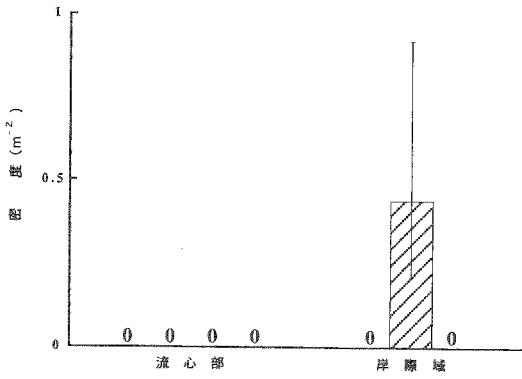
コカクツツトビケラ



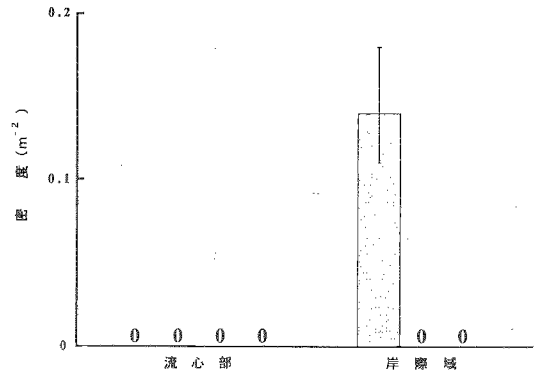
ホソバトビケラ



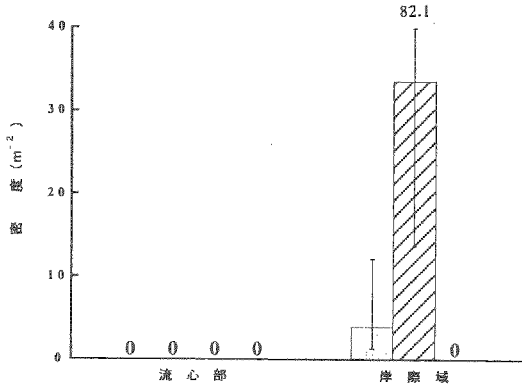
セトビケラ属



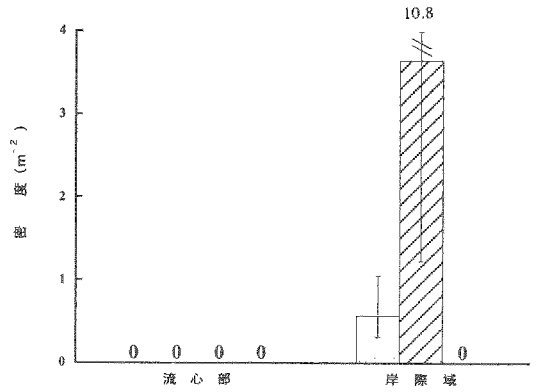
クサツミトビケラ属



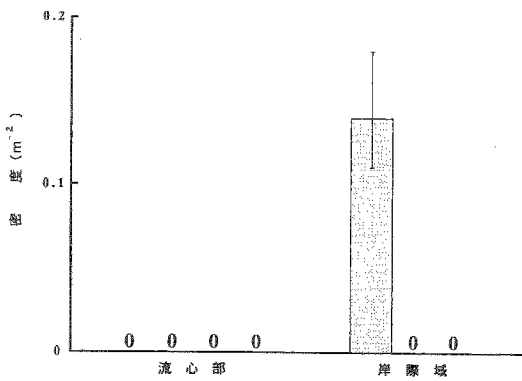
アオヒゲナガトビケラ属



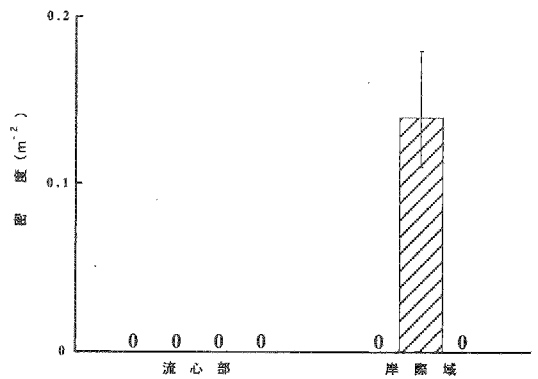
アオヒゲナガトビケラ属種



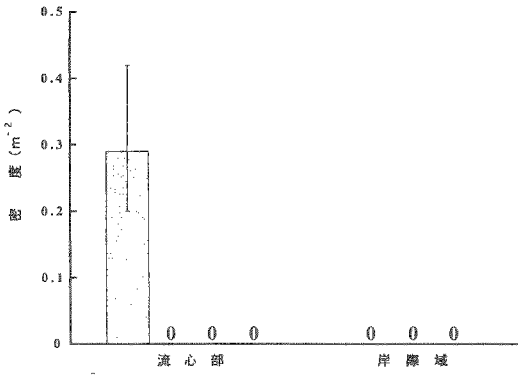
その他のヒゲナガトビケラ科蝶



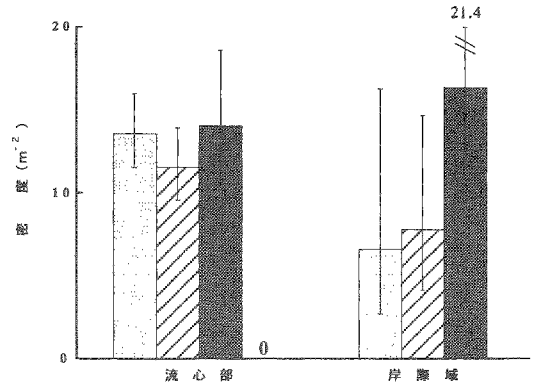
ゲンゴロウ科成虫



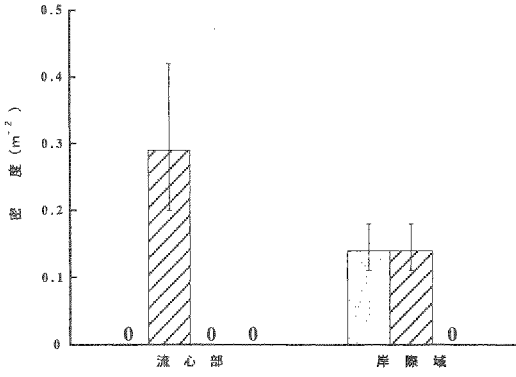
ガムシ科



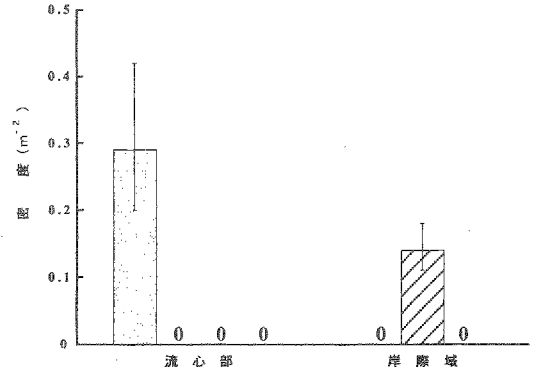
ヒラタドロムシ科



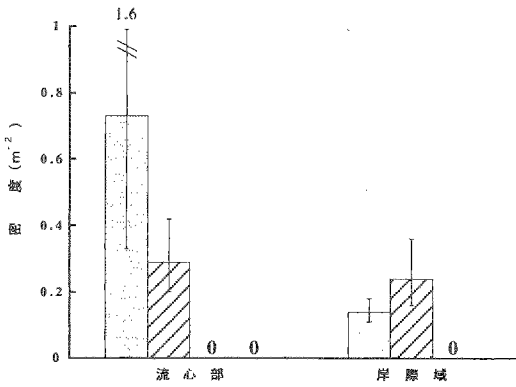
ヒメドロムシ科



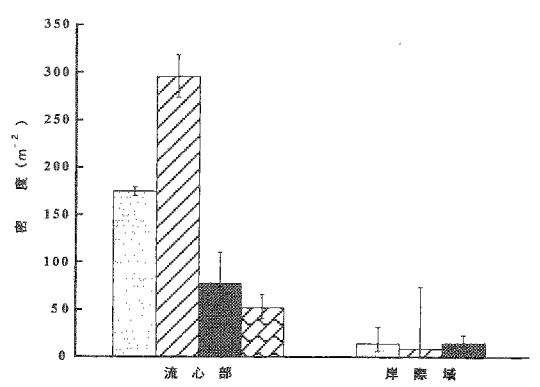
ミスバチ



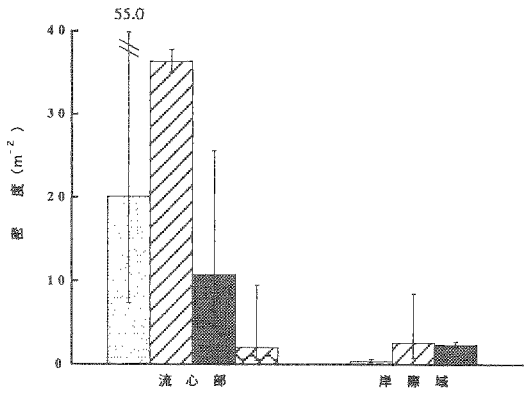
ミスバチ属



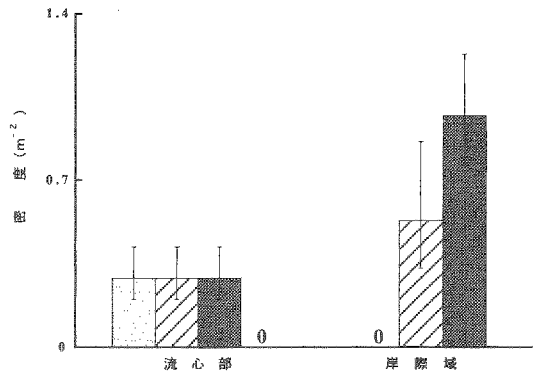
ウスバヒメガガンボ属



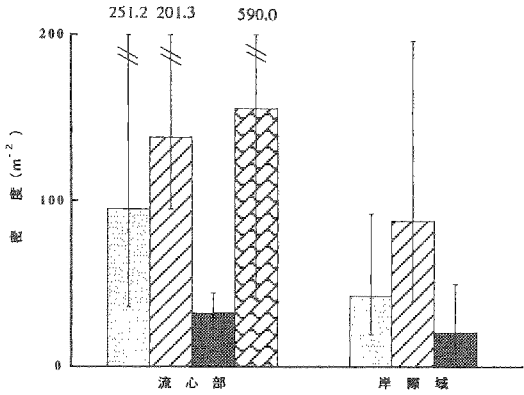
ウスバヒメガガンボ属



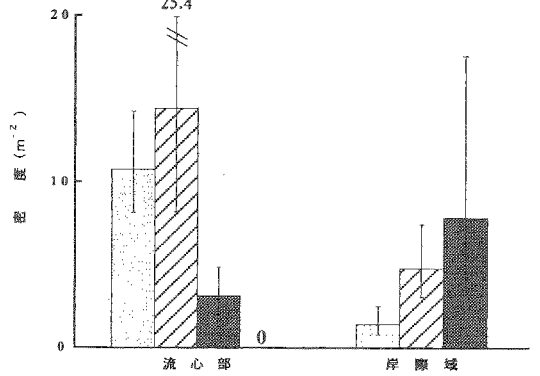
クロヒメガガンボ属



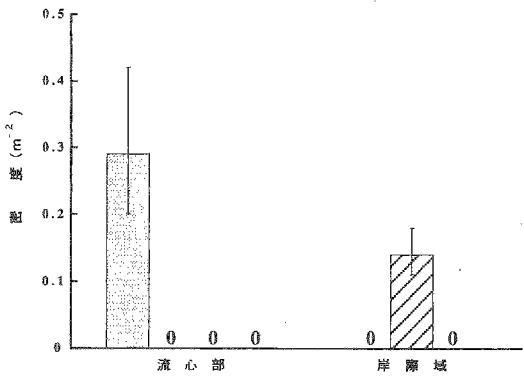
ユスリカ科

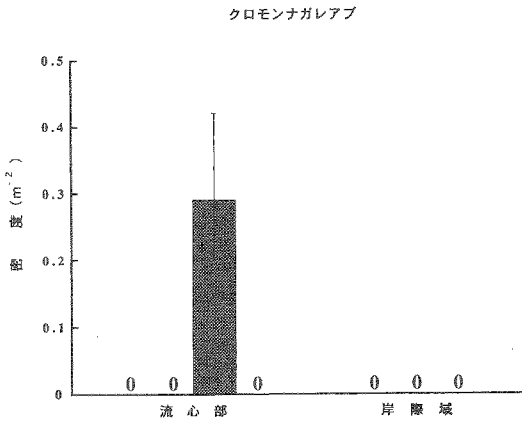
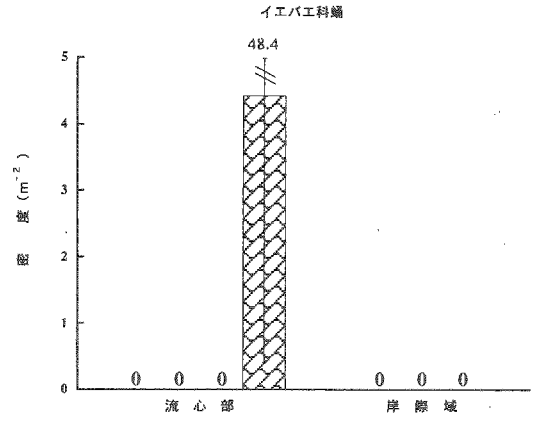
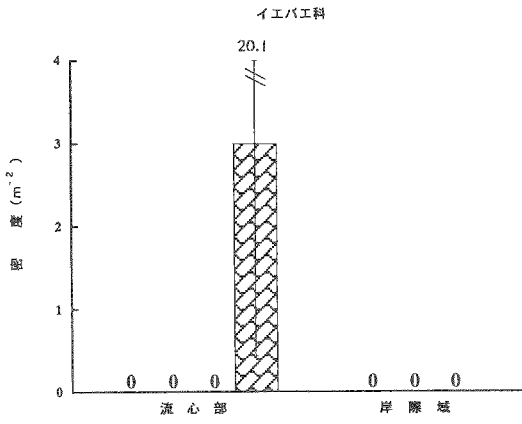


ユスリカ科

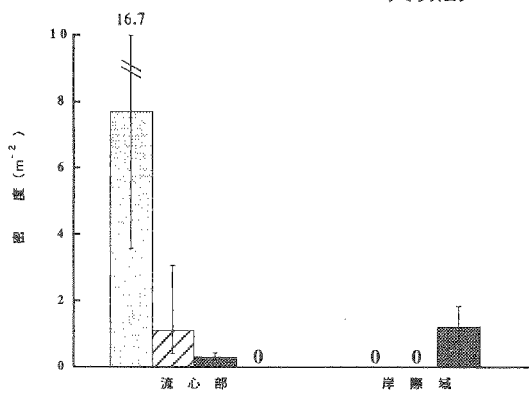


ヌカカ科

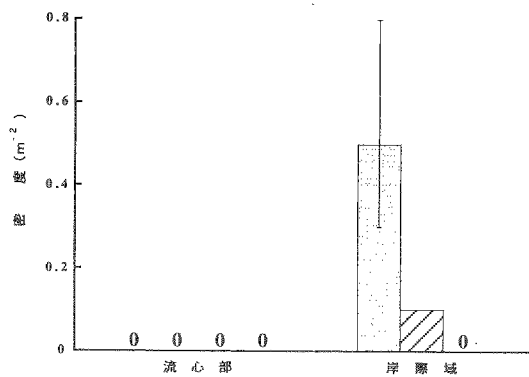




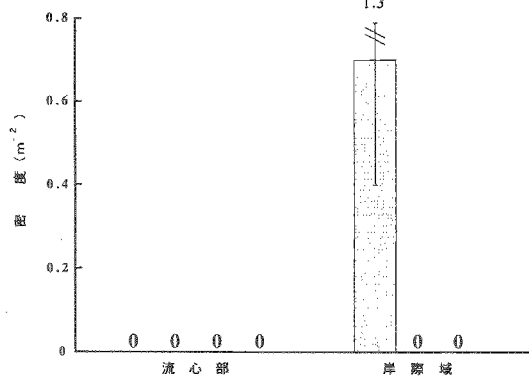
ナミウズムシ



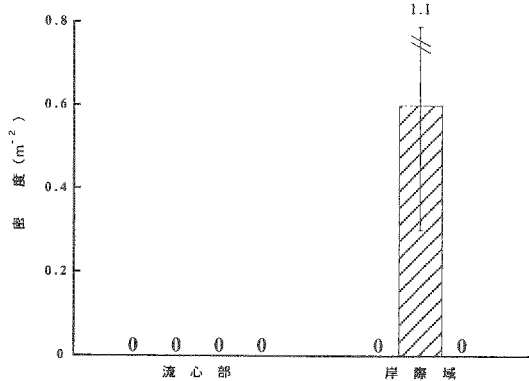
カワニナ



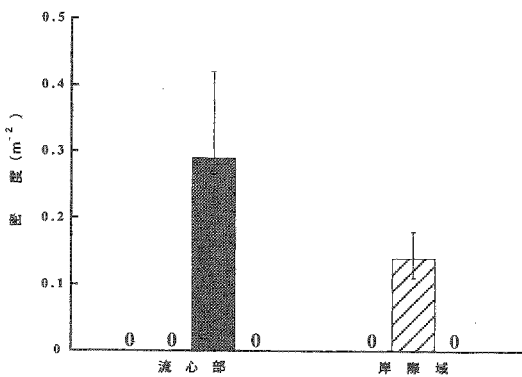
モノアラガイ



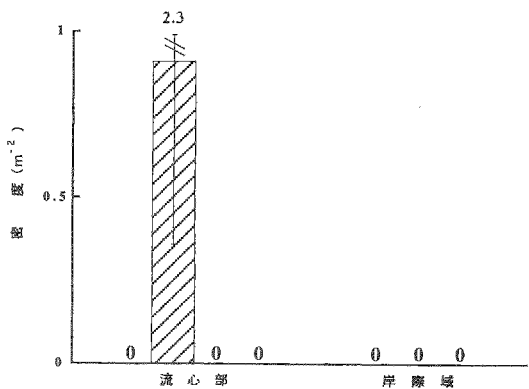
サカマキガイ

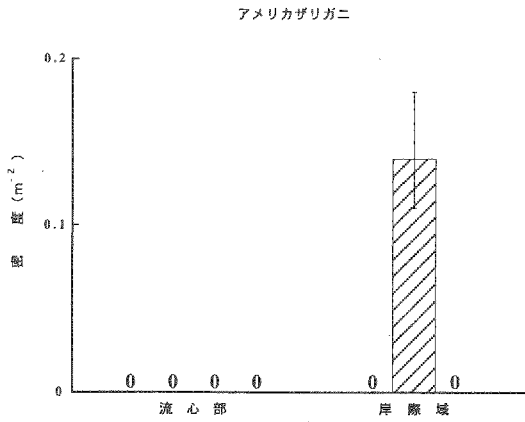
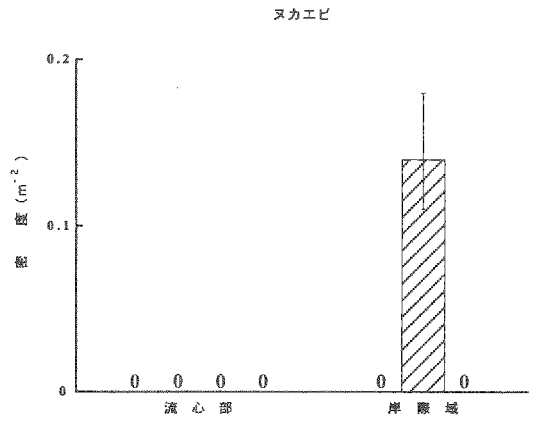
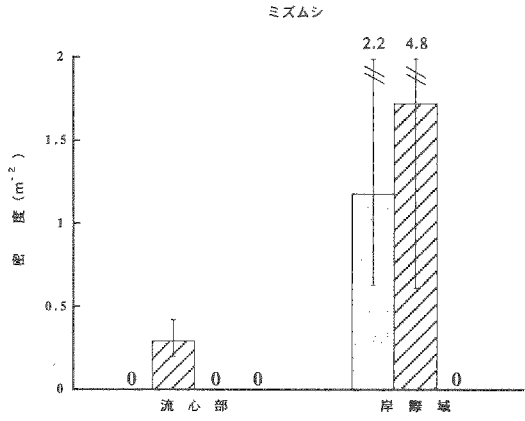
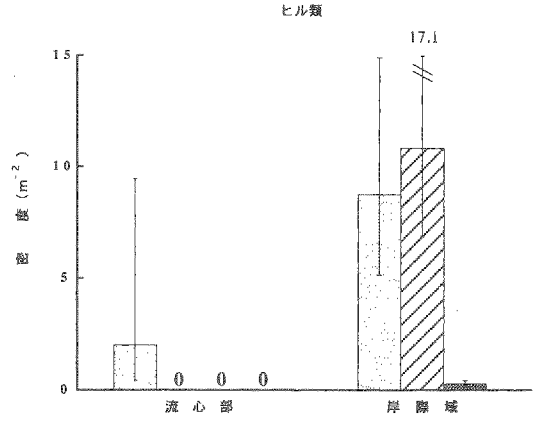
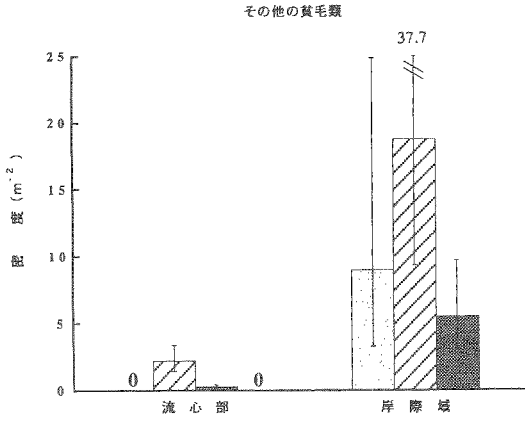


マシジミ



貧毛類の一種





平井川の多自然型川づくり河岸と未改修河岸での 大型土壤動物相の比較

前原 忠

東京大学農学部附属演習林千葉演習林

The comparison of macrofauna of soilzoo at the banks of the Hirai river , with the ecological and the non river improvement. Tadashi MAEHARA (The University forest in Chiba, Faculty of Agriculture, The University of Tokyo, Amatu-Kominato 299-55, Japan)

平井川, 多自然型川づくり, 大型土壤動物, 地表徘徊性甲虫類

要 旨

東京都あきるの市・日の出町を流れる平井川(多摩川の1支流)の河岸にて, 多自然型川づくり河岸と未改修河岸に調査地を設定し, 大型土壤動物相を比較した。調査は1994年7月, 1995年6, 8, 10月にペイトラップによる地表徘徊性甲虫類相と, ハンドソーティング法による大型土壤動物相について行なった。1995年のハンドソーティングによるサンプルは6月のものを用い比較を行なった。その結果, 様々な種や分類群で分布に差が見られた。未改修河岸と比較して多自然型川づくり河岸で非常に個体数が多かった動物については改修工事によって他の場所から運びこまれた可能性が示唆され, またその逆のものに関しては土壤の乾燥と, 移動能力の低さにより極端に減少した事が示唆された。提言としては, 現在調査が行われていない土壤動物相, 土壤の物理・化学性について調査を行い, 土壤乾燥への対策を考え, 在来種の移入を補助する事等を挙げた。

1. はじめに

近年における自然及び生態系に対する一般の関心は非常に高くなっており、様々な開発において環境アセスメントは義務づけられ、また各地で市民団体などによる自然保護・環境保護運動が盛んに行われている。河川開発においてはドイツ・スイスにおける近自然河川工法が我が国に紹介されたのを契機に（G LDI・福留脩文，1994），急速に「多自然型川づくり」の意識が広がっていった。このような中，平成2年12月，建設省より「多自然型川づくり」の推進に関する通達が出され，この中で河川改修の今後のあり方の1つに「豊かな自然環境と美しい風景の保存と創出」を目標とすることがあげられた（平井川多自然型川づくり検討委員会（以下検討委員会と略す），1994a）。

東京都の多摩川の1支流にあたる平井川（1級河川：東京都あきるの市，日の出町）での河川改修事業の経緯は表1のようになっている。都市計画決定区間内の平成3年度施工区間（南小宮橋～代田橋）は上記の多自然型川づくりの方針に基づいて河川改修が行われた区間である。この平成3年度施工区間を含む平高橋～日の出橋の区間が平井川生態系調査範囲に設定され，平成3年夏季以降平成5年度まで植物・小動物（哺乳類・爬虫類・両生類）・鳥類・陸上昆虫類等・魚介類・底生動物について分布調査が行われた。また都市計画決定区間での生物調査（調査項目は上記と同様）は8定点を中心として平成4年夏季より平成5年春季まで行われた（検討委員会，1994b）。

表1 平井川河川事業の経緯

区 分	経 緯
・戦前	多摩川合流点から約3.2km上流の秋川市草花の代田橋まで改修工事が実施される
・戦中～戦後	財政難で事業も進まず，わずかに防災事業等により局部的改良を行なったのみ
・昭和33年9月	狩野川台風（22号）を契機に，東京都では河川改修を強力に推進することとなる
・昭和34年以後	代田橋から日の出町平井の西平井橋までの約5.6kmについて中小河川改良工事が行われる
・昭和58年3月31日	秋川市平沢の多摩川合流点から日の出町大久野の岩井橋までのL=11.25kmについて都市計画決定がなされる
・昭和61年5月30日	多摩川合流点から氷沢川合流点までのL=2.85kmについて事業承認される
・平成2年5月10日	氷沢川上流から日の出橋下流までのL=2.85kmについて事業承認される
・昭和61年度 ～平成2年度	多西橋下流から南小宮橋までの区間（新開橋上下流を除く）で改修が行われる
・平成3年度	南小宮橋上流から代田橋下流までの区間において多自然型川づくりによる河川改修が行われる

注：（検討委員会，1994a）の表-1.5.1を元に改変および付け足し

しかし、生物調査の中で土壌動物は地表徘徊性昆虫類を除いて全く行われていない。一般に土壌動物は他の動物類に比べて極めて移動能力に乏しく、また、次世代の分散様式も植物に見られるような風や流水などを利用した広範囲な分散はまれであり、ほとんどがごくわずかな移動能力による小規模な分散に留まっていると考えられる(青木, 1973; 青木・渡辺, 1995; 新島・伊藤, 1996; 田村, 1981; 渡辺, 1973)。このような観点から、開発後の自然復元や生態系保全を考えた場合に土壌動物は最も考慮しなければならない動物群だと考えられる。環境の変化や、生息地そのものの改変が伴った開発が行われた場合、人為的になんらかの対策を行わなければ開発以前から生息していた土壌動物の移動・定着を考える事は非常に難しい。

この研究は多種多様な分解者を有する土壌動物の保全、すなわち陸上生態系の保全の観点から、今後全国で展開されていくであろう多自然型川づくりに対して問題点を明らかにし、より環境に配慮した河川改修を行うための提言を行う事を目的としている。

なお、今回調査を行うにあたって、東京大学農学部森林動物学研究室の方々には古田公人教授をはじめ多くの学生達に手伝っていただいた。また、オサムシ科の甲虫類は東京大学農学部農業生物学科の根本圭介博士に同定していただき、貴重なご助言・ご指導を賜った。本文に先立ち、ここに記して感謝の意を表すとともにこの場を借りて御礼申し上げる。

2. 調査地

調査地 A: あきるの市草花公園市民球場裏のふれあい橋下流側平井川右岸に調査地を設定した(図 1)。この調査地は多自然型川づくりの対象となった区間であり、平成 3 年度に改修工事が行われた。調査地は河岸の高水敷部分に設定したが、その場所は改修前にあった表土を改修後に埋め戻した部分である(検討委員会, 1994a)。平井川生物調査では St.3 にあたる。

調査地 B: あきるの市尾崎橋上流側右岸にあるカワヤナギの小規模な群落が形成されている所を調査地とした。平井川生物調査では St.4 にあたる。

調査地 C: 調査地 B の護岸法面上部に形成されているオニグルミ群落内に調査地を設定した。平井川生物調査では St.4 にあたる(検討委員会, 1994b)。

3. 調査方法

調査は 1994 (平成 6) 年 7 月 19 ~ 21 日、および 1995 (平成 7) 年 6 月 5 ~ 8 日、8 月 7 ~ 10 日、10 月 24 ~ 27 日に行なった。方法はベイトトラップ(以下 BT と略す)による地表徘徊性甲虫類の採集とハンドソーティング(以下 HS と略す)による大型土壌動物の採集である。

BT は各調査地に市販の紙コップを使用したトラップを 20 個用いた。紙コップの口が地表面と平行になるように土の中に埋め、そこに誘引剤として釣り餌用に市販されているさなぎ粉

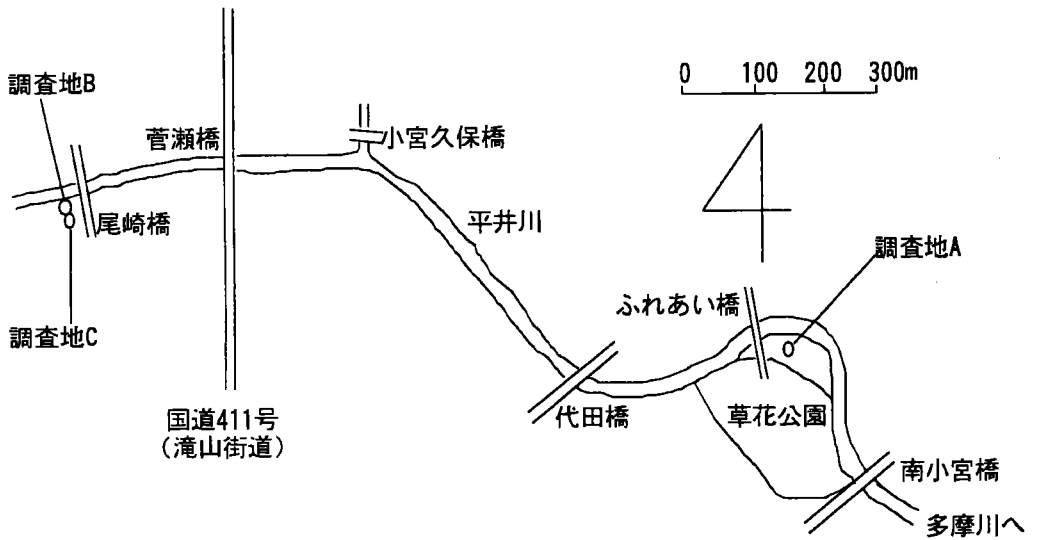


図1 調査地の配置

を少量入れた。トラップは 1m 間隔で直線状に埋め、設置してから 48 時間後に捕獲された地表徘徊性甲虫類を全て採集した。

HS は各調査地で 25cm × 25cm のコドラートを地表面に 20 ヶ所設置した。コドラートの場所の決定は調査を行う度に調査地全体の環境を反映するように任意に選んだ。各コドラートでは深さ 5cm までの土壌を一度白色のバットの上に広げ、その中から目視によりピンセットおよび吸虫管を用いて大型土壌動物を採集した。大型土壌動物については 1994 年と 1995 年 6 月のサンプルを用い、個体数および 1 個体あたりの重量が他の大型土壌動物に比べて大きいミミズ類・ワラジムシを除いた等脚類・ヤスデ・ムカデについて比較を行なった。

4. 結果

BT で捕獲された地表徘徊性甲虫の一覧を表 2 に、HS で捕獲された大型土壌動物の一覧を表 3 に示す。この調査で未改修河岸（調査地 B, C）と比較して多自然型川づくり河岸（調査地 A）での捕獲個体数が極めて多かった動物は、BT ではニセコガシラアオゴミムシ (*Chlaenius kurosawai*)、ヒロムネナガゴミムシ (*Pterostichus dulcis*)、トックリナガゴミムシ (*Pterostichus haptoderoides*)、キンナガゴミムシ (*Pterostichus planicollis*)、HS ではツリミミズ、ヤケヤスデであった。逆に調査地 A で極めて個体数が少なかった動物は、BT ではマルガタツヤヒラタゴミムシ (*Symuchus arcuaticollis*)、ヒメツヤヒラタゴミムシ (*Symuchus dulcigradus*)、HS ではヒメミミズ、トウキョウコシピロダンゴムシ (*Sphaerillo obscurus*)、ニホンヒメフナムシ (*Ligidium japonicum*)、ニホンオカトビムシ (*Platorchestia japonica*) であった。

表2 バイトトラップ調査による地表徘徊性甲虫類捕獲種リスト

調査地 調査年 種名	A				B				C			
	1994 7月	1994 8月	1994 10月	1994 計	1994 7月	1994 8月	1994 10月	1994 計	1994 7月	1994 8月	1994 10月	1994 計
アオオサムシ	2	2	24	2	30	7	1	28	11	11	22	44
クロナガオサムシ			1	1				0		7	1	18
マイマイカブリ			1	1				0				0
キアシマルガタゴミムシ				0			1	1			1	0
マルガタゴミムシ				0			1	1				1
ニセマルガタゴミムシ	2			2			9	9				0
オオホシボシゴミムシ				0		1	5	6				0
ホシボシゴミムシ	1			1				0				0
アトボシアオゴミムシ				0				0	2		2	4
アオゴミムシ	1			1		4	10	15	1		1	2
ニセコガシラアオゴミムシ	3	20		23	1		1	2			1	1
セアカヒラタゴミムシ		1		1				0		3	6	11
ハコダテゴモクムシ				0				0				1
ケウスゴモクムシ				1				1				1
コゴモクムシ				0				0				0
オオゴミムシ	1			1				0		1		4
ニセトックリゴミムシ				1				1				0
ヒロムネナガゴミムシ	1	10		11				0				0
トックリナガゴミムシ	3		15	18				0				0
コガシラナガゴミムシ				1				1		1	1	2
キンナガゴミムシ	7	11		19	6		1	8				0
ヨルトモナガゴミムシ				0				0		1		1
マルガタツヤヒラタゴミムシ				1				37	12		94	106
キアシツヤヒラタゴミムシ				3				14		1		1
クロツヤヒラタゴミムシ				0				0		3		9
ヒメツヤヒラタゴミムシ				0				8		12		30
オオクロツヤヒラタゴミムシ				1				0		1		5
ヒラタキイロチビゴミムシ				0				3		3		0
アカガネオオゴミムシ				0				0				3
オオヒラタシデムシ	11	8	51	70	28	16	39	83	17	2	22	41
出現種数	14	28	120	187	47	49	57	222	31	56	142	284
合計	3	9	9	8	19	6	9	5	8	17	4	13
出現種数	3	9	9	8	19	6	9	5	8	17	4	13

表3 ハンドソーティングによる大型土壌動物捕獲リスト

科	調査地	種名	A			B			C		
			1994	1995	計	1994	1995	計	1994	1995	計
フトミミズ(Megascolecidae)		フトミミズ(<i>Pheretima</i> spp.)	1	18	19	13	24	37	7	42	49
ツリミミズ(Lumbricidae)			24	30	54			0			0
ヒメミミズ(Enchytraeidae)			-		0	-	5	5	-	49	49
コシビロダンゴムシ(Armadillidae)		トウキョウコシビロダンゴムシ(<i>Sphaerillo obscurus</i>)			0			0	38	65	103
オカダンゴムシ(Armadillidae)		オカダンゴムシ(<i>Armadillidium vulgare</i>)	9	61	70			0	18	40	58
フナムシ(Ligiidae)		ニホンヒメフナムシ(<i>Ligidium japonicum</i>)	-		0	-	47	47	-	17	17
ハマトビムシ(Talitridae)		ニホンオカトビムシ(<i>Platorchestia japonica</i>)			0	2	15	17	10	32	42
シロハダヤスデ(Cryptodesmidae)					0	1	2	3	1	15	16
ヤケヤスデ(Paradoxosomatidae)			118	93	211	8	1	9	10	4	14
オビヤスデ(Polydesmidae)					5	5	7	2	9	2	1
ババヤスデ(Xystodesmidae)					1	1			0		0
ハガヤスデ(Pyrgodesmidae)					0			6	6		0
イシムカデ(Lithobiidae)		ヒトフシムカデ(<i>Monotarsobius</i> spp.)	1	9	10			9	9	24	24
メナシムカデ(Cryptopidae)		アカムカデ(<i>Scolopocryptos</i> spp.)			0			1	1	4	6
合計			153	217	370	31	112	143	88	293	381
出現科数			5	7	7	5	10	10	8	11	11

注：表中 - は調査していない事を示す

5. 考察

BT 調査の結果を見ると、ヒメツヤヒラタゴミムシは調査地 B, C 共に数多く捕獲されているにもかかわらず (C では第 3 位の優占種)、調査地 A において全く捕獲されなかった種である。この種は平成 4 ~ 5 年に行われた調査の結果をみても調査地 A の周辺は捕獲されておらず (検討委員会, 1994b)、現在生息していないと思われる。この調査地の改修工事以前の生息状況は分からないが、平井川のその他の調査地からこの種は普通に確認されている事から考えても改修工事以後生息しなくなった可能性が高いと思われる。また、マルガタツヤヒラタゴミムシも、調査地 A, B, C 全てにおいて捕獲されてはいるが、群集内の個体数割合を考えると調査地 A では極めて数が少ない (調査地 A では 1 個体のみ、B では第 2 位の優占種、C では第 1 位の優占種である)。この種も平成 4 ~ 5 年の調査では調査地 A の周辺でのみ捕獲されておらず (検討委員会, 1994b)、改修工事の影響で生息数が激減したかあるいは生息しなくなったものと考えられる。一方、ヒロムネナガゴミムシは調査地 A でのみ捕獲され、その数も少なくない。この種は過去の平井川で行われた生物調査では確認されておらず (検討委員会, 1994b)、どのようにしてこの調査地 A でのみ定着したのか興味深い。この種の特徴としては平地の湿地に産する事があげられており (上野ほか, 1985)、調査地 A の周辺を広範囲に調査してこの種が生息しているかを確認する必要がある。仮に周辺地域からの生息が確認されず、この種自身による移入を考えるのが難しい状況であるなら改修工事に伴って人為的に運ばれたと考えるべきであろう。トックリナガゴミムシも前種と同様に調査地 A でのみ捕獲され個体数も多い。しかし、この種は平地での普通種であり (上野ほか, 1985)、過去の平井川の調査で他の場所から捕獲され (検討委員会, 1994b)、調査地 B, C の周辺からも生息が確認されている事から改修工事の有無とはあまり関係は無いものと思われる。

HS 調査の結果では、1994 年・1995 年ともにツリミズが調査地 A でのみ採集されている。平井川周辺におけるミミズ類の詳細な分布は不明だが、調査地 B, C では全くツリミズが採集されていない事から考えて、この周辺ではツリミズが人為的な環境の改変が行われた所に生息している可能性が高い。また、今回の調査はハンドソーティング法で行っているので、正確にヒメミミズの生息を調べるにはベールマン装置を用いなければならないが、肉眼で確認できる大きさの個体は調査地 A では全く確認されなかった。ヒメミミズは体長が約 2cm 以下の小さな動物であり、土壌湿性動物のグループに分類され乾燥には極めて弱い (青木, 1973; 青木, 1991; 新島・伊藤, 1996)。調査地 A の周辺では改修事後乾燥した環境が現れた事が確認されており (検討委員会, 1994a)、この乾燥がヒメミミズの生息に大きな影響を与えたのであろう。現在、調査地 A の周辺はオギが密生し、土壌表面も湿度が保たれる環境になりつつある。今後ヒメミミズの生息できる環境が徐々に形成されるであろうが、このグループの移動能力は極めて小さく、生息できる環境が整っても分布が広がるのはかなりの年月を要すると思われる。

ヤスデではヤケヤスデが調査地 A において非常に個体数が多い (第 1 位の優占種)。ヤケヤ

スデは適応範囲が広く、森林、草原、田畑や住宅地などにも生息している（青木，1991）。また、人為的な環境下で大発生するといわれており、その要因は特定できないが今回の調査地 A で個体数が非常に多いのも同様の要因によるものと思われる。多自然型川づくりの河川改修が行われてから 4 年が経過した現在も生態系には大きく人為の影響が残っているものと考えられる。

ワラジムシ目のニホンヒメフナムシ、ニホンオカトビムシも調査地 A でのみ採集されなかった。これら 2 種も土壤水分含量が高い湿った所に適応した種であり、乾燥には弱い（青木，1973；新島・伊藤，1996；寺田，1981）。上記と同様の理由で調査地 A では生息していないものと考えられる。ダンゴムシでは調査地 B では全く採集されず、A ではオカダンゴムシ (*Armadillidium vulgare*) のみが、C ではオカダンゴムシとトウキョウコシビロダンゴムシの 2 種が採集されている。オカダンゴムシは明治以降日本に持ち込まれた帰化種であり、現在都市部を中心とした人為的な環境の中でごく普通に見られる種となっている。一方のトウキョウコシビロダンゴムシは日本固有種であり人為の影響の比較的少ない環境に残っている（青木，1973；青木，1991；青木・渡辺，1995；新島・伊藤，1996；寺田，1981；渡辺，1973）。調査地 A での改修工事以前のトウキョウコシビロダンゴムシの生息は明らかではないが、平井川の河岸には自然状態の森林が多く、調査地 C と同様にトウキョウコシビロダンゴムシの生息が確認される場所があると思われる。環境に与える人為的な影響が広がるのに伴いコシビロダンゴムシの分布域は縮小して来たが、環境保護・自然生態系保全の観点からも長い年月をかけて形成されたコシビロダンゴムシが生息できる環境を残す事を考慮に入れた河川改修、多自然型川づくりを行うべきであろう。

このように各動物ごとに多自然型川づくり河岸と未改修河岸の大型土壤動物相を比較してみると、様々な点で差異が見られる。また、すべての調査地で同様にある程度の個体数が見られるのは、BT ではアオオサムシ (*Culabus insulicola*)、オオヒラタシテムシ (*Eusilpha japonica*)、HS ではフトミミズ (*Pheretima spp.*) であるが、これらは全て関東の平地で一般に見られるものであり、かつ個体そのものが大きく他の土壤動物に比較して移動能力が高いと考えられるものである（青木・渡辺，1995；石川ほか，1987；上野ほか，1985；渡辺，1995；山口，1970）。多自然型川づくりを行う以前の調査が行われていないのではっきりした事は判断できないが、今回設定した未改修河岸の調査地との比較から考えると、多自然型川づくりを施工した平成 3 年度改修区間における河岸の大型土壤動物相は大きく変化したと思われる。

大型土壤動物には移動能力の低い動物群が多数含まれており、仮に新たに生息可能な環境が出現してもそこに移入し定着するまでには長い年月が必要であると考えられる。また、その様な環境に他の場所から運ばれた競争力の高い動物群が先に定着した場合、在来種の移入・定着は更に難しくなるであろう。

平井川における多自然型川づくりの基本的な考えとして、「河川本来の環境を保全、再生する」、「生物の生息にふさわしい場を保全、再生する」との項目があげられている。確かに現在、生物調査などで数多くの生息している動物群を把握し、希少種や指標種の生息を考えた施

工が施されており、一度取り除いた表土を埋め戻したり、在来植物種を用いて護岸植栽などを実行している事は河川を取り巻く生態系の保存という観点から大変評価できるものである。

しかし、生態系内で分解者として重要な役割を担っており、かつ、新たな場所への移入定着が難しい大型土壤動物に対して、上記の基本的な考えが達成されている、考慮されているとは言い難い。河川改修が必要と判断された場所で元来生息するあらゆる生物種に対して上記のような配慮を行う事は不可能であろうが、それが理由で考慮・調査・配慮する必要がないとは決して言えまい。土壤の中、あるいは地表の物陰に身体を隠して生息しているので人の目に触れる事は少ない土壤動物であるが、それらが数多くの分類群と個体からなり重要な役割を担う生態系の構成員である事を理解するならば、今後行われる多自然型川づくりはより良い自然環境を残す事ができ、ひいては人間の生活が豊かなものになるであろう。

6. 問題点の指摘

- 環境および生態系の保存・復元を考える場合に生態系内で分解者として位置付けられる土壤動物について、調査も考慮もされていない点。
- 生物が定着する基盤となる土壤について物理的・化学的調査が全く行われていない点。
- 改修工事を行う以前の生息生物種について明確な調査が行われていない点。
- 改修工事前後での生物調査により得られた結果を元に、そこに生息していた生物・生態系に対してその改修工事がどのような影響を与えたかを評価していない点。

7. 提言

- 改修工事以前と以後に調査を行い、その両者を比較して改修工事の影響を評価する。その評価の結果は次に行われる改修工事で十分に吟味し、改良を加えていく。
- 土壤動物は基本的に乾燥に弱い動物群であるので、一度剥がした表土を埋め戻す場合でも、工事期間中の土壤の乾燥を防ぎ、そこに住む在来種が死滅してしまわないように留意する。
- 土壤動物の在来種が改修工事終了後の場所へ移入可能な環境を創設するか、あるいは在来種が定着しやすいように分布中心としてある程度の面積を持ったいくつかの場所を改修工事区間に設定し、その場所を工事期間中も完全に保護する。
- 在来種の存在を脅かすような生物が、改修工事区間に持ち込まれる事に細心の注意を払う。また、仮にその様な状況が発生した場合に、外来種・在来種共にどのように扱うべきか基本的な対応を考える。

8. 引用文献

- 青木淳一 (1973) 土壤動物学. 北隆館
- 青木淳一 (1991) 日本産土壤動物学検索図説. 東海大学出版会
- 青木淳一・渡辺弘之 (1995) 土の中の生き物. 築地書館, 東京
- G LDI, C.・福留脩文 (1994) 近自然工法の研究. 大学図書, 東京
- 平井川の多自然型川づくり検討委員会 (1994a) 平井川の多自然型川づくりについて報告書
- 平井川の多自然型川づくり検討委員会 (1994b) 平井川の多自然型川づくりについて資料編Ⅱ
(生物編)
- 石川良輔他 (1987) 多摩川の中・上流におけるオサムシ類 (甲虫目, オサムシ科, オサムシ亜科, オサムシ亜族) の分布. 「多摩川水系およびその流域における低移動性動物群の分布状態の解析」(とうきゅう環境浄化財団): 5-19
- 新島溪子・伊藤雅道 (1996) 森を支える土壤動物. 林業科学技術振興所, 東京
- 田村浩志 (1981) 土壤動物の観察と調査. ニュー・サイエンス社, 東京
- 寺田美奈子 (1981) オカダンゴムシの行動. 遺伝 35(12): 13-19
- 上野俊一・黒澤良彦・佐藤正孝 (1985) 原色日本甲虫図鑑 (Ⅱ). 保育社
- 渡辺弘之 (1973) 土壤動物の生態と観察. 築地書館, 東京
- 渡辺弘之 (1995) ミミズのダンスが大地を潤す. 研成社, 東京
- 山口英二 (1970) ミミズの話. 北隆館

まとめ

—流域環境保全のための総合化に向かって—

(財) 日本自然保護協会 中井 達郎

1. 流域生態系保全と土地利用

土地利用というと人間の社会的活動の側面のみが取り上げられることが多い。しかし、土地は本来大地の空間的広がりということで考えるのであれば、自然資源と捉えることができる。したがって土地利用は広い意味での自然利用のひとつと理解することができる。その人間による自然利用のひとつである土地利用の形態は、歴史とともに変化してきていた。当初の利用形態は自然立地的土地利用であり、その土地が持つ自然特性に強く支配されてきた。

例えば、関東平野でよく見られるパターンとして、集落立地は川の氾濫を避ける一方で、水を確保するためには台地上も不利であり、従って、河川氾濫源と台地との境界付近に成立する。その場所は湧水地帯であることが多いことも好立地条件となる。耕作地も同様である。水田は当然のことながら水の確保ができない台地上などには展開しないと同時に、頻繁に氾濫をする河川においては氾濫源での立地も避けることとなった。あるいは、氾濫を前提とした耕作を行ってきた。その後の技術発展により、そのような利用形態は徐々に変化をしていく。古来より、河川の氾濫をコントロールするため、様々な土木技術が開発され、治水工事が行われてきた。その結果、耕作地や工場、近年は宅地もが、かつて人間が利用しにくかった氾濫源や河川沿いの湿地に展開するようになっていった。治水は人間による利用可能な土地の拡大につながっていったのである。また、井戸掘削技術や水道・用水技術の進歩により、台地上へも人が高度に利用する地域が広がった。さらにごく近年になって、土木工作機械の能力が大きくなることによって、大規模な地形改変が可能となり、起伏の大きい丘陵地や山地へとその利用が拡大した。

これらの結果、人間の土地利用、あるいは自然利用が、自然に対して過度の負荷を与えることとなり、バランスを崩してきている。そしてそれは人間の営みにフィードバックし、現在あるいは次世代以降の人間にとって負の影響を及ぼしつつあることが、様々な視点から指摘されている。

本研究の「多摩川中・下流域における土地利用解析による景観環境学的研究」は、土地利用と景観の変化について解析し、原初的な自然立地的土地利用から都市的な土地利用へというプロセスを明らかにしている。また、「東京近郊丘陵地における谷津田の減少」は、原初的な自然立地的土地利用である「谷津田」の変化を示したものである。これらの結果、生物多様性保全や環境教育の場として近年再評価の機運が高まっている雑木林や谷津田などの農村的二次自然景観が確実に減少してきた姿を捉えている。また「八王子東部地区における土地利用状況および地下水水質の変化とその要因」では、土地利用の変化と地下水の変化との関係を議論したもので都市的土地利用の問題点と課題を指摘している。さらには、「都市化と植生変化—多摩川流域における樹木の生理状態と菌類相」は、上記のような土地利用変化・都市化に伴う生物の反応を研究したもので、環境変化の指標の検討でもある。

流域における環境保全に向かったの提案は、各研究でも述べられているが、全体を通じて必要なことは、自然環境保全の観点から、土地や水も含めた人間の自然の利用を管理する計画、いってみれば自然利用管理計画を策定し、自然と人間活動のバランスを維持することである。

(注：ただし自然を管理するのではなく、人間の自然利用を管理する) これまで、経済性を重んじる視点から様々な地域計画がなされてきた。しかし、その中には環境保全の観点は、最近でこそ若干入れ込まれつつあるとはいえ、まだ不十分である。自然環境保全の観点からの自然利用管理計画を策定し、経済性の観点からの地域計画と同じ重みで、いやむしろそれ以上の重みをつけて、重ね合わせる必要がある。その際肝要なのは、ボトムアップの方法である。これまで日本全体の計画がまず決定され、それがトップダウンされるという中央集権的方法がとられてきたが、これでは地域の自然・文化・社会の特性が反映されず、実現性が乏しかった。特に自然利用管理計画においては、地域の生態系が基礎にある。それは地域の特性であり、そのためこの計画は地域レベルから行われる必要がある。そのときの地域単位としては、行政区ではなく、流域の観点が基本となる。流域内でもその上流と下流、あるいは流域内の河川ごとといった地域区分をし、その特性の把握と計画をしていく、また隣接する流域間の関係からより広域な地域計画の整合をとる、といった作業が必要である。

2. 生物の多様性保全の観点の導入

1. では、人間の自然利用の観点から、提案をした。しかし自然利用をしているのは人間のみになく、多様な生物も利用をしている。このような生物の多様性を保全することは、環境保全の中の大きな命題である。ひいては、将来にわたる人間の生存にもかかわる問題である。

例えば、土地という自然資源についての一例をあげる。(財)日本自然保護協会と(財)世界自然保護基金日本委員会が1989年に発行した「わが国における保護上重要な植物種の現状」、通称「レッド・データ・ブック」と呼ばれる、絶滅の危機に瀕した植物種がリスト・アップした本がある。この中で、絶滅の危機に瀕している種の生育地が集中する地域として、第一に湿原、湿地、河川原野が上げられている。これらの地域は、かつては日本中どこにでもあったはずである。しかし、そこに生育する植物種が日本から姿を消そうとしているということは、そのような土地が日本から姿を消そうとしていることである。その原因は、それらの地域の開発である。河川改修工事やダム建設、治水工事の結果として可能となった土地開発など河川にかかわる土木工事も主原因である。

これと同様のことは利水、すなわち水利用についても同様のことが言える。利水は、水という自然資源を確保し、配分することが課題である。水は地球内を循環するために無尽蔵であるという理解がされる。しかし、利水というレベルで考えた場合は、ある時点での現存資源量は限られているということを認識すべきである。しかもどこの地域でも必要であり、地域自給が原則である。そしてさらに認識を深める必要があるのは、水は人間にとって必要不可欠な資源であるだけでなく、他の生物の生存にとってもなくてはならないものだということである。ダムの取水によってその下流の流れが消失してしまう事例が報告されるが、そこに生息する水生生物にとってはこのような事態は致命的な影響を与える。さらに、川の流れそのものは、土砂

やさまざまな物質を運搬する上で不可欠なものである。川の下流側や海の自然環境を維持する上で大変重要な要素である。したがって、利水は、人間用水のみならず、生物用水、自然維持用水も考慮に入れた上で、そのバランスをどのようにとるかを調整することである。

本研究の「多摩川流域の溪流辺草本群落について」、「多摩川中流域河川植生に与える人為的影響」、「河川底生無脊椎動物群集に対する多自然型川づくりによる改修工法の影響」、「平井川の多自然型川づくり河岸と未改修河岸での大型土壌動物相の比較」には、河川とその周辺における生物多様性が示され、その保全のための提案がなされている。

3. 河川のダイナミズムと人間の影響

近年、建設省では様々な環境保全への取り組みがなされている。「環境政策大綱」は「環境問題を建設行政の内部目的化する」ものとして位置づけ、「自然にやさしい川づくり」「多自然型川づくり」を展開している。すなわち自然復元などのいわゆるミティゲーションである。一度ダメージを受けた自然を、人間の手助けによって元々の自然に近い状態に回復させるという自然復元、自然回復は、自然保護の考え方の一部として必要なことである。これは十分に研究され、実施されるべきである。しかし、まだまだ多くの課題が残されている。例えば、「自然への配慮」さえ、造園的発想に基づく親水事業と区別できていないのが現状である。「自然創造」などともいうが、非常に長い時間をかけて成立してきた生物同志や生物と物理化学的環境の関係は考慮されておらず、また、河川、流域全体の生態系を捉えた上での事業がなされていない。崩壊や土石流、洪水が地形をつくり、その環境に様々な生物が住み着いて、川の自然ができできあがっている。川本来の自然は、そのようなダイナミズムの中で成立しているのである。すなわち、規模の大きい営力なくしては、川本来の自然はあり得ないのである。

本研究の「多摩川中流域河川植生に与える人為的影響」、「河川底生無脊椎動物群集に対する多自然型川づくりによる改修工法の影響」、「平井川の多自然型川づくり河岸と未改修河岸での大型土壌動物相の比較」には、それらの問題が具体的に示され、個々についての提案がなされている。また、そのうち「多摩川中流域河川植生に与える人為的影響」については、工事だけではなく、一般市民の河川敷利用についての課題も論じられている。

流域全体を通じて、この場合も1.と同様の「自然利用管理計画」が必要である。人間の自然利用、すなわち治水・利水・レクリエーション利用の地域計画だけではなく、河川のダイナミズムを念頭においた生物多様性保全の観点からの地域計画がなされ、今後後者に重みをつけようとするための、重ね合わせが必要である。

4. 環境教育の必要性と課題

1. および2. で述べた提案を、実現していくためには、河川管理者等直接川に関わる人々だけでなく流域の地域住民すべてが、流域生態系を意識し、河川あるいは地下水の特性と価値を認識し、それらと人がどのようにつきあっていくのか、さらにはどのような社会システムを

作っていけばよいのかを考え、実践していく必要がある。むしろ最近数十年は河川管理者等にすべてを任せきってきたことに課題がある。

このような地域住民による河川の自然、流域生態系の再認識、再価値付けとそれに基づく行動を引き起こすには、環境教育が不可欠である。この環境教育に関する実践は多摩川流域内の各地で行われており、日本の他の河川流域に比べ先行しているものと思われる。

しかし、今回の研究からいくつかの点について課題を提示する。

まず、1点目である。

流域というと上流地域と下流地域とでの住民交流の必要性が言われる。例えば下流の都市住民と下流の山村住民との交流といった事例である。もちろんこれは重要なことであるが、本研究の「八王子東部地区における土地利用状況および地下水水質の変化とその要因」でも明らかのように、多摩川流域の場合、特に地下水を考えると都市域内での上流と下流がもっと認識されるべきである。特に台地上は、河川も少なく、普段河川や地下水、水といったものを全く意識せずに生活が営まれている。これらの地域の人々を如何に河川を中心とする環境教育プログラムに巻き込んでいくかである。

2点目は、河川を中心とする生態系の把握とその中における河川のダイナミズムの把握についてである。個々の生物など自然要素に親しみ、知ることも大切であるが、その間のつながりやそれら全体を通じてみること、あるいはその周辺との関係でみることも、非常に大切である。人間と自然の関わりにおいて、人間はどの程度までなら、自然を利用できるのか、どんな方法なら問題はないのかを判断する能力を身につけることが、環境教育の中でも大切な要件である。そのためには、上記のような視点が必要である。川もそのとき目の前にしている川の状態だけでなく、その上流・下流、ひいては流域全体を意識すること、また洪水時、渇水時の川を維持することが大切である。

また川に親しむという方向での環境教育は様々な形で行われてきているが、もう一つ忘れてはならないポイントがある。それは、川に対する「畏れ」である。人間は自然の多大な恵みを受けて暮らしてきた。その一方で、自然の驚異にさらされてきた。人間は自然の驚異を取り除き、恵みだけを得ることを目指してきた。しかし、崩壊や土石流、洪水が地形をつくり、その環境に様々な生物が住み着いて、川の自然ができできあがっている。川本来の自然は、そのようなダイナミズムの中で成立しているのである。すなわち、規模の大きい営力なくしては、川本来の自然はあり得ないのである。したがって、この営力を小さくし、驚異を取り除こうとすることは、川の恵みを失うこと、川の自然の豊かさを失うことになるのである。川の驚異を認めたと、しかもその対処の仕方を理解した上で、川に親しみ、学ぶことが必要だと考える。

最近、自己責任という言葉が様々なところで聞かれる。川と人とのつきあい、自然と人とのつきあいの中でも、問われるべき課題である。災害に対してもそうであるし、野外の活動においてもそうである。自然の中で活動するだから、リスクが伴うのは当然である。自然観察会などを主催する側としては安全確保を万全にする必要があるが、参加する個人個人がそのリスクを察知し、対処できるようになる教育も絶対に必要である。それなくしては、本当の意味で自然に接したことにならないように思う。これまでの学校教育の中で、危険であるということから、野外での活動がどんどん減っていった歴史がある。

安全確保も度を過ぎると、自然へのダメージにつながる。だれでもが安全に豊かな自然に触

れることができるという名目で、その豊かな自然が幅の広い舗装道路に分断される。自然の中では、危険というリスクだけでなく、不便さというリスクが伴う。先ほどの、自然の中に都会のライフスタイルを持ち込もうとする人々は、そのリスクを負おうとしないのである。その結果は自然へのダメージにつながる。自然の中での自己責任についての教育も環境教育、の役割のひとつであると考えてる。

「た ま が わ多摩川りゅういきおよびその流域と し かの都市化と環境保全か ん き ょ う ぼ ぜん」

(研究助成・学術研究VOL. 30—No.214)

著 者 な か い たつ お 中 井 達 郎

発行日 2002年3月31日

発 行 財団法人 とうきゅう環境浄化財団

〒150-0002

渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03)3400-9142

FAX (03)3400-9141
