

多摩川中流域における河川敷植生の
復元と管理についての研究

2006年

一澤 麻子
横浜植生研究会 会員

目 次

| | |
|--|----|
| 1. はじめに | |
| 1-1. 研究の背景と目的 | 1 |
| 1-2. 本研究の概要 | 3 |
| 1-3. 研究担当 | 3 |
| 1-4. 調査対象地 | 4 |
| 2. 造成河原に形成される植生の特質の解明 | |
| 2-1. はじめに | 7 |
| 2-2. 調査方法 | 7 |
| (1) 調査地域 | 7 |
| (2) 植生調査 | 7 |
| 2-3. 結果 | 8 |
| (1) 植生単位 | 8 |
| (2) 礫河原に出現した草本群落の種組成からみた特徴 | 15 |
| (3) 調査年度による出現種の違い | 15 |
| 2-4. 考察 | 16 |
| (1) 造成河原に成立する植生の特質 | 16 |
| (2) 種組成から見た礫河原植生の保全にむけての提言 | 17 |
| 3. 植生図および植生調査資料を用いた造成礫河原の植生の変化と地形条件の関係解析 | |
| 3-1. はじめに | 21 |
| 3-2. 造成礫河原における植生の変化と立地条件 | 21 |
| (1) 調査・解析方法 | 21 |
| 1) 多摩川永田地区において作成した植生図の GIS への入力・整理 | 21 |
| 2) 既存の GIS 情報等の収集・整理 | 22 |
| 3) 痕跡水位および砂の堆積状況の現地調査 | 22 |
| 4) 解析方法 | 22 |
| (2) 結果 | 22 |
| 1) 多摩川永田地区において作成した植生図の GIS への入力・整理 | 22 |
| 2) 既存の GIS 情報 | 23 |
| 3) 造成礫河原における植生の変遷 | 24 |
| 4) 植生分布の変遷と立地条件の関係 | 27 |
| 5) 2004 年の出水による冠水、砂の堆積と地形の関係 | 31 |
| (3) 考察 | 33 |
| 3-3. 礫河原の植生と競合する立地に生育する植生 | 33 |
| (1) 調査・解析方法 | 33 |

| | |
|-------------------------------------|----|
| (2) 結果 | 33 |
| (3) 考察 | 34 |
| 3-4. 礫河原植生の経年変化と立地、植生管理の関係 | 39 |
| (1) 調査・解析方法 | 39 |
| (2) 結果 | 40 |
| (3) 考察 | 43 |
| 3-5. 礫河原の植生が存続しやすい地形条件についての総合的検討 | 43 |
| 4. 造成礫河原における植生と表層砂礫および土壌との関係 | |
| 4-1. はじめに | 46 |
| 4-2. 調査地と調査方法 | 46 |
| (1) 調査地 | 46 |
| (2) 調査方法 | 47 |
| 1) 永久方形区による植生調査 | 47 |
| 2) 永田地区における植生管理 | 48 |
| 3) 表層砂礫の調査 | 48 |
| 4) 土壌粒径の測定 | 49 |
| 5) 全炭素と全窒素含有量 | 49 |
| 6) 冠水状況 | 50 |
| 7) 写真による表層礫の評価 | 50 |
| 4-3. 結果 | 51 |
| (1) 造成礫河原に成立した植生 | 51 |
| 1) 優占種と季節変化 | 51 |
| 2) 経年変化と管理 | 51 |
| 3) 植生タイプ | 57 |
| (2) 表層の礫 | 60 |
| (3) 冠水状況 | 60 |
| (4) 植生と表層砂礫の関係 | 61 |
| (5) 土壌粒径組成 | 65 |
| (6) 全炭素・窒素含有量 | 68 |
| (7) 植生と土壌粒径組成および礫の状況との対応関係 | 70 |
| (8) 造成礫河原と自然礫河原の比較 | 71 |
| 1) 植生量 | 71 |
| 2) 生活型と遷移度 | 72 |
| 3) 帰化率 | 72 |
| 4) 表層砂礫 | 79 |
| (9) 写真解析による表層礫の状態の定量的評価方法の検討 | 80 |

| | |
|--------------------------------------|----|
| 4-4. 考察 | 82 |
| (1) 造成礫河原における植生と立地環境との関係 | 82 |
| (2) マルバヤハズソウ型の立地環境の特性 | 83 |
| (3) 造成礫河原における再生植生の管理について | 85 |
| (4) 自然礫河原と造成礫河原の比較 | 86 |
| 5. 多摩川中流域における河川敷植生復元と管理に対する提言 | |
| 5-1. 造成礫河原の植生とその立地に関する総合考察 | 90 |
| 5-2. 造成礫河原の計画・設計に関する提言 | 92 |
| 5-3. 造成礫河原の植生管理についての提言 | 93 |

1. はじめに

一澤麻子

1-1. 研究の背景と目的

河川は、生物群集のもっとも多様なエコトーンを包含している。さらに、山地から海へと流域内の異なる系を連結している（奥田・佐々木 1996）。河川の岸部は陸域と水域の接点にあり、常に不安定でダイナミックな環境条件のもとにある。たとえば増水や洪水、渇水など流量の変動に伴って立地の乾湿が変動するうえ、洪水による物理的な破壊を受けるので、きわめて不安定な立地である。氾濫原では、増水や洪水によるかく乱の程度やそれにより形成される複雑な微地形、基質、土壤栄養塩などが異なる立地がモザイク状に存在する。立地の安定性、堆積物の物理性・化学性などの違いに対応して多様な群落が成立している（竹原 1993）。そうした多様な植物群落はそれぞれが多種多様な生物を共存、生息させることから本来極めて多様性の高い場である（奥田・佐々木 1996）。

河辺でも特に礫河原の植生は存在形態がきわめて動的である（倉本・曾根 1985）。前述の立地環境の変化に加えて、増水による植生の破壊とそこから始まる遷移という時間的な変化に富んでいる。こうした時間的・空間的変動の中で、河辺植生は動的平衡（飯泉・菊池 1980）といった状態を保ちつつ長期的には大きな変化なく存在してきたと考えられている（倉本・曾根 1985）。

しかし、生育地の減少や外来種の増加など多くの問題から、河辺の植生の多様性が脅かされるようになった。植物レッドデータブックでは、絶滅危惧種の生育地が集中している地域として、第一に湿原・湿地・河川原野が、挙げられている（日本植物分類学会編 1993）。

その理由の一つとして、人間の土地利用による河辺植生の面積的な減少が挙げられる。河原は人間の居住地と近接しており、開発などの影響を受けやすい。多摩川でも河原はグラウンドやゴルフ場などとして開発され、特に二ヶ領河原堰から下流では、河川敷が施設のグラウンドとなっており一般者が利用できる緑地すら少ない状態である（小倉・河川生態学術研究会多摩川研究グループ 2003）。中流・上流域でも自然の河原の面積は減少し、植物群落の多様性も低下している（倉本 1983）。

さらに、こうした土地利用の変化による面積的な自然の河原の減少に加えて、河原の環境の質的な変化が問題となっている。日本の河川では昭和 30 年代以降の高度成長期以降に、河道掘削や砂利採取による河床の低下、ダムによる出水調節や用水の取水などにより、水量や流下する礫の量が大きく減少した。

水量や流下する礫が減少することで攪乱の頻度や程度が減少すると、河原の礫の上に土砂が堆積し、植生も流出することなく維持される。低水路と高水敷の比高差が拡大し、高水敷の攪乱の機会はさらに減少し、乾燥がより進むことなどにより高水敷の状態が持続す

る。礫河原の立地環境はより内陸域に類似したものとなり、植生も多年生の高茎草本や木本種が安定的に群落を形成するようになる。こうして河川本来のダイナミズムの変化とともに河辺植生の動的平衡が崩れ（倉本・曾根 1985）、河辺植生は変質し失われつつある。

河辺植生の変質、喪失に拍車をかけているのが、外来種の侵入である。河辺で攪乱がなくなった立地には外来種が侵入しやすいと考えられる（倉本 1983；1984；1987、倉本ら 1993、鷺谷・矢原 1996）。もとは治山工事や道路の法面の緑化などに使用された外来牧草や低木種などが、河原に侵入、繁茂し河原らしい植生が失われつつある（鷺谷・矢原 1996）。河原において特に問題視されているシナダレスズメガヤでは、礫河原に侵入した後、洪水時にも生き残り、砂の堆積を促進し河原の環境そのものを変化させる作用があることも分かってきた（村中・鷺谷 2001a、b；中坪 1997）。

多摩川河川敷における在来の植物種および植物群落は、生育地の減少や外来種の急速な拡大、ハリエンジュに代表される樹木の侵入による高水敷の樹林化など、多くの問題により追い詰められている。

多摩川は都市河川であり、周辺に居住者を多数抱えており、河川本来のダイナミズムを回復させることは社会的に難しいだろう。現在の河川環境の中で可能なことから、模索しなければならない。環境に対する情勢も変わりつつあり、減少し続ける在来の生態系に関して、状況を観測する段階から、積極的な保全策を働きかける段階へと進みつつある。河川環境政策の面でも、1990年代から多自然型川づくりの推進や、魚がのぼりやすい川づくりなどが実施され、1997年には河川法が環境を視野に入れたものとして改正された。河原植生の保全に関する研究も進みつつあり、礫河原の種に関しては、特に在来種のカワラノギクについて詳細な研究が多数蓄積されている（倉本 1995、1997；倉本ほか 1994、1997、1998 など）。またカワラノギクに関しては、これらの成果をベースに市民が参加した保全活動も行われている（倉本ほか 1997；倉本・野村 2004）。また、河原に急速な広がりを見せているハリエンジュ（前河 2001；前河・中越 1997；高橋ほか 2005 など）やシナダレスズメガヤ（村中・鷺谷 2001b；中坪 1997 など）などの外来種についても研究が進められている。

2000年、多摩川中流域の永田地区において、河川生態学術研究会により礫河原を人工的に作るという実験が行われた。礫河原を造成により再生しようという試みは、鬼怒川（栃木県）や旭川（岡山県）などいくつかの河川で行われているが、まだ事例は少ない。多摩川永田地区では、樹林化したハリエンジュを伐採し、高水敷を掘削して切り下げ、丸石を敷設することで丸石河原を創出した（島谷・高野 2001）。造成後1、2年目に、詳細な植生調査を行った結果、礫河原の在来植物の生育も見られるものの、外来種が優占したことが明らかとなった（一澤ほか 2006）。また永田地区では、造成後に台風による増水があり、立地の変化も観察されている（一澤ほか 2006）。

河原が置かれている危機的な状況を見ると、今後植生復元の必要性はより高まってくることが予想される。より自然状態に近い河原環境を創出していくための知見を得るために、

自然に形成された河原と永田地区の造成河原との相違点を明らかにする必要がある。そこでわれわれは、造成河原の植生の組成やその広がり、その立地環境条件を自然のものと比較しその相違点を抽出し、より自然状態に近い河原環境を創出するための提言を行うことを目的に研究を行った。

1-2. 本研究の概要

- ・ 2章では、多摩川中流域永田地区の造成河原の植生と、過去の多摩川植生や四谷堰地域（多摩川と浅川合流点付近）の自然の礫河原の植生について種組成を比較し、造成河原の植生の特質を解明した。
- ・ 3章では、造成礫河原に礫河原植生が成立する立地条件、礫河原植生の変化と立地、植生管理との関係、礫河原の植生と競合する立地に生育する植生を明らかにした。
- ・ 4章では、造成礫河原における河原植生の復元におよぼす立地環境の影響を、表層堆積物と土壌に関する調査と冠水状況の調査から解明した。
- ・ 5章では2～4章の結果を総合考察し、自然の礫河原の再生に対する提案を行った。

1-3. 研究担当

本研究では、次の各担当者の分担により研究を進めた。

一澤 麻子 （横浜植生研究会）

本研究の総括・礫河原の植生の調査解析

奥田 重俊 （建設環境株式会社）

礫河原の植生の調査解析

長岡 総子 （国士舘大学工学部）

造成礫河原における植生と表層砂礫および土壌の関係に関する調査解析

畠瀬 頼子 （財団法人 自然環境研究センター）

植生図および植生調査資料を用いた造成礫河原の植生変化と地形条件の関係に関する調査解析

和田 美貴代 （東京大学理学系研究院）

造成礫河原における植生と表層砂礫および土壌の関係に関する調査解析

阿部 聖哉 （財団法人 電力中央研究所）

植生図および植生調査資料を用いた造成礫河原の植生変化と地形条件の関係に関する調査解析

1-4. 研究対象地

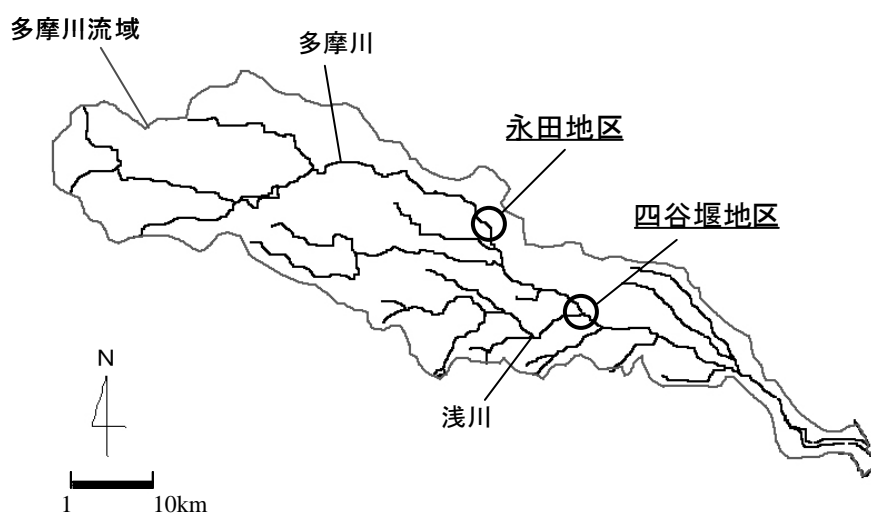


図 1-1. 調査地域図

本研究は、礫河原の復元をめざして高水敷の掘削と礫の敷設が行われた造成礫河原と自然の礫河原を取り上げた。造成礫河原は、多摩川中流域の東京都あきる野市草花地区の多摩川右岸（通称永田地区）において調査を行った。自然の河原は、おなじ永田地区に残存する自然の礫河原と、東京都日野市の四谷堰下流右岸と多摩川と浅川の合流点の間に広がる礫河原（以後四谷堰地区とする）において調査を行った（図 1-1）。

謝辞

河川生態学術研究会多摩川グループの皆様、財団法人自然環境研究センター、国土交通省京浜河川事務所には、本研究の調査を進めるにあたってお世話になった。また、独立行政法人土木研究所河川生態チーム、宇都宮大学高橋俊守助教授には GIS データを解析に使わせていただいた。横浜国立大学大学院環境情報研究院土壌生態学研究室には土壌分析の際にお世話になった。さらに自然教育研究センターの秋元秀友氏、神奈川県立自然環境保全センターの山本幸子氏、横浜国立大学大学院環境情報学府大野研究室の院生の方々（飯塚和幸、小川結希、川口達也、土畑正和、山口健太、山口史枝、吉田元臣、若松伸彦の各氏）には調査などにご協力いただいた。ここに記し心から感謝を申し上げたい。

引用文献

- 一澤麻子・長岡総子・畠瀬頼子 2006. 植物の種組成に及ぼした影響. (河川生態学術研究会多摩川研究グループ編) 多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—, 177-186. (財)リバーフロント整備センター, 東京.
- 飯泉茂・菊池多賀夫 1980. 植物群落とその生活. 東海大学出版会.
- 倉本 宣 1983. 多摩川河川敷の植物群落の多様性に及ぼす河川敷利用の影響. 造園雑誌 46(5),117-122.
- 倉本 宣 1984. 多摩川河辺植物群落の帯状分布とその人間活動による変化. 造園雑誌 47(5),257-262.
- 倉本 宣 1987. 多摩川の河辺植生の変化とその要因. 応用植物社会学研究 16,13-23.
- 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. 東京大学大学院緑地学研究室緑地学研究 15.
- 倉本 宣 1997. カワラノギクの保全生物学と保全実務. 保全生態学研究, 2 (1) : 43-53.
- 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. 造園雑誌 56(5),163-168.
- 倉本 宣・加賀屋美津子・可知直毅・井上健 1997. カワラノギクの個体群構造と実生定着のセーフサイトに関する研究. ランドスケープ研究. 60 : 557-560.
- 倉本 宣・加賀屋美津子・井上 健 1998. カワラノギクの局所個体群の大きさが訪花昆虫の訪花頻度に及ぼす影響とカワラノギクの保全手法. 環境システム研究, 26 : 55-60.
- 倉本宣・野村康弘 2004. 多様な市民との協働による絶滅危惧植物カワラノギクの復元における合意形成. 日本緑化工学会誌 29 (3) : 408-411.
- 倉本 宣・曾根伸典 1985. 多摩川における固有植物群落の保全と河川敷の利用. 造園雑誌, 48 (5) : 169-174.
- 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. 造園雑誌. 57 : 127-132.
- 前河正昭 2001. GIS, 現存植生図および重回帰モデルを用いたニセアカシア群落の分布推定—長野県東信地域の事例—. 長野県自然保護研究所紀要. 4, 別冊 1 : 343-349.
- 前河正昭・中越信和 1997. 海岸砂地においてニセアカシア林の分布拡大がもたらす成帯構造と種多様性への影響. 日本生態学会誌. 47 (2) : 131-143.
- 村中孝司・鷺谷いづみ 2001a. 鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入. 応用生態工学. 4 (2) : 121-132.
- 村中孝司・鷺谷いづみ 2001b. 鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少: 緊急対策の必要性. 保全生態学研究. 6 : 111-122.
- 中坪孝之 1997. 河川氾濫源におけるイネ科帰化草本の定着とその影響. 保全生態学研究. 2 : 179-187.
- 日本植物分類学会編 1993. レッドデータブック—日本の絶滅危惧植物. 農村文化社, 東京.

- 奥田重俊・佐々木寧 1996. 河川環境と水辺植物－植生の保全と管理－. ソフトサイエンス社, 東京.
- 小倉紀雄・河川生態学術研究会多摩川研究グループ 2003. 水のこころ誰に語らん－多摩川の河川生態. (大島康行監修) リバーフロント整備センター, 東京.
- 島谷幸宏・高野匡裕 2001. 多摩川永田地区における学術研究と河道修復 (順応的管理の実践と課題). 河川技術に関する論文集. 7 : 381-386.
- 竹原明秀 1993. 河辺の植物群落. 水工学シリーズ 93-A-2. 土木学会水理委員会. 1-20.
- 高橋俊守・皆川朋子・畠瀬頼子・加藤和弘 2005. 多時期の植生図を用いた河道内における侵略的外来種ハリエンジュ群落の変遷に関する研究. 環境情報科学論文集. 19:365-370.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一 1996. 保全生態学入門－遺伝子から景観まで. 文一総合出版, 東京.

2. 造成河原に形成される植生の特質の解明

一澤麻子・奥田重俊・畠瀬頼子・長岡総子・和田美貴代・阿部聖哉

2-1. はじめに

減少し続ける河原植物の保全を目的として、国土交通省関東地方整備局京浜工事事務所は、2000年10月に多摩川永田地区の一部でハリエンジュの伐採と高水敷掘削、礫河原の造成による河道修復を行った。礫河原植生の復元を試みた例は鬼怒川や岡山県の旭川など近年増えつつあるがまだ事例が少ない。礫河原の植生再生を目的とした大規模な高水敷掘削は多摩川の永田地区が初めての事例である。こうした河道修復により、奥田・笠原(2000)、畠瀬(2001)などに報告されたハリエンジュ林を完全に取り去り、礫河原を再生した。この造成礫河原において植生のモニタリング調査を行った結果、礫河原の種を含む植生が成立したが、外来種が多いことや木本種の侵入が進んでいることなどがわかってきた(一澤ほか2006)。

この章では、永田地区の造成河原の植生を多摩川の過去の植生データや自然の礫河原植生が残存する四谷堰下流の地区(以後四谷堰地区とする。多摩川と浅川合流点付近、図1-1)の植生データと種組成を比較し、造成河原の植生の特質を解明し、より良い礫河原の創出に向けた提言を行った。

2-2. 調査方法

(1) 調査地域

調査地域は、造成された河原と自然の河原に設定した。造成河原は多摩川中流域永田地区、自然の河原は永田地区の造成河原以外の場所と、多摩川と浅川の合流点付近の四谷堰地区で調査を行った(図1-1)。植生調査は2005年6~7月に行った。

(2) 植生調査

永田地区と四谷堰周辺の河川敷に発達している植生のうち特に、礫河原植生を網羅するように Braun-Blanquet(1964)の植物社会学的な野外調査方法による植生調査を行なった。各調査区において階層ごとの植生高と植被率および各階層に出現する全ての種の被度、群度を測定した。被度、群度は Braun-Blanquet の定めた段階に従った。各調査地では斜面方位・傾斜などの環境条件を観察、測定により記録した。得られた植生調査資料をもとに表操作を繰り返し、組成的に同質であると認められた資料により植生単位を抽出し、組成表を作成した。

多摩川の植生に関しては、古くは宮脇ほか(1967)から最初の報告があり、Miyawaki u.

Okuda (1972) によって多摩川と利根川の河辺植生の群集記載が初めて行われた。さらに奥田 (1976) は多摩川流域全域において群落単位の抽出を行っている。その後も数多くの調査がなされてきた。本研究では現地調査を行ったほか、造成礫河原の植生は一澤ほか (2006) のデータを引用し、自然の礫河原の植生データとしては、奥田 (1978)、奥田ほか (1995)、奥田・笠原 (2000)、曾根 (1991)、畠瀬 (未発表)、長岡・畠瀬 (未発表) を引用した。

2-3. 結果

(1) 植生単位

現地調査では永田地区から 4 つ、四谷堰地区から 21 の植生調査資料が得られた。これらのデータに一澤ほか (2006)、奥田 (1978)、奥田ほか (1995)、奥田・笠原 (2000)、曾根 (1991)、畠瀬 (未発表)、長岡・畠瀬 (未発表) のデータを加え、表操作を行った。その結果、以下の植生単位 (群集、群落) が区分された (表 2-3-5)。今回の調査資料と未発表データについてのみ、群落ごとの組成表を作成した (表 2-3-1~2-3-4)。

今回行った調査では、アキノエノコログサーコセンダングサ群集は、永田地区の造成礫河原全域で、マルバヤハズソウカワラノギク群集は永田地区の自然の礫河原部分で、カワラヨモギカワラサイコ群集は四谷堰地区のみで見られた。

A: アキノエノコログサーコセンダングサ群集 (表 2-3-1、2-3-5)

アキノエノコログサーコセンダングサ群集は、アキノエノコログサ、ノゲシ、ヒエガエリを区分種として他の群落から区分された。標徴種であるコセンダングサが高い常在度で出現するほか、オオアレチノギクやカタバエノコロといった一・二年生草本の常在度が高かった。河辺の好窒素性群落に特徴的なタウコギクラスや畑地雑草群落に特徴的なシロザクラスの種が多く、礫河原に特徴的なカワラハハコヨモギ群団の種は少なかった。本群集は、1970 年代と 2000 年代両方で出現し、2000 年代では、永田地区の造成礫河原において造成以前、造成直後、造成後 3 年目と絶え間なく生育が見られた。カワラハハコヨモギ群団の種は造成礫河原よりも自然の礫河原 (奥田 1978) において多く見られた。しかし造成礫河原でも、造成前および造成直後と比べ、年数を経た 2003 年、2004 年の調査データ (一澤ほか 2006) においてカワラハハコヨモギ群団の種が多少増加しており、礫河原の種が増加傾向にあることが分かった。また、造成礫河原においてのみハリエンジュが出現していた。

今回、アキノエノコログサーコセンダングサ群集は、ケアリタソウ、ツユクサ、アメリカヌホオズキの常在度が高いケアリタソウ亜群集とこれらの出現が少ない典型亜群集の二つの亜群集に区分された。ケアリタソウ亜群集は本群集のなかでは富栄養立地に成立する植分であり (奥田 1978)、造成礫河原にも富栄養の傾向のある部分が存在することを示している。

表 2-3-1 アキノエノコログサーコセンダングサ群集 *Setario-Bidentetum pilosae*

| Running number | 通し番号 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | |
|---|-----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--|
| Relevé number | 調査番号 | 17S1 | 17S1 | 17S1 | 17S1 | 17F2 | 17F2 | 17F3 | 17F3 | 17F3 | 17F3 | |
| Height of herb layer (m) | 草本層の高さ(m) | 4 | 3 | 6 | 5 | 4 | 5 | 1 | 2 | 6 | 7 | |
| Cover of herb layer (%) | 草本層の被度(%) | 0.8 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0.6 | 0.6 | 1 | 1.2 | 0.5 | 0.8 | |
| Cover of moss layer (%) | コケ層の被度(%) | — | 10 | — | — | — | — | 30 | 50 | — | — | |
| Relevé size (m ²) | 調査面積(m ²) | 9 | 9 | 12 | 9 | 9 | 9 | 6 | 6 | 12 | 9 | |
| Total number of species | 種数 | 19 | 22 | 20 | 19 | 10 | 9 | 15 | 16 | 16 | 18 | |
| Character and differential species of association | 群集標徴種および区分種 | | | | | | | | | | | |
| <i>Setaria viridis</i> f. <i>japonica</i> | カタバエノコロ コセンダングサ | 2・2 | +・2 | +・2 | +・2 | 3・3 | 3・3 | 3・3 | 2・2 | 2・2 | 3・3 | |
| Species of Anaphalido-Artemision principis | カワラハハコ・ヨモギ群団の種 | | | | | | | | | | | |
| <i>Lespedeza cuneata</i> | メドハギ | + | 1・2 | +・2 | 2・2 | . | . | . | 1・2 | . | +・2 | |
| <i>Kummerowia stipulacea</i> | マルバヤハズソウ | 2・2 | +・2 | + | +・2 | 2・2 | 3・3 | 2・2 | +・2 | 2・2 | 1・2 | |
| <i>Oenothera biennis</i> | アレチマツヨイグサ | 1・2 | 1・2 | . | . | + | + | + | + | +・2 | . | |
| <i>Rosa wichuraiana</i> | テリハノイバラ | + | . | . | . | . | . | . | . | +・2 | + | |
| <i>Bromus japonicus</i> | スズメノチャヒキ | +・2 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Lepidium virginicum</i> | マメゲンバイナズナ | +・2 | . | . | . | . | . | . | . | . | + | |
| <i>Artemisia capillaris</i> | カワラヨモギ | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| Other species | その他の種 | | | | | | | | | | | |
| <i>Erigeron canadensis</i> | ヒメムカシヨモギ | 1・2 | 1・2 | 2・2 | 1・2 | 1・2 | + | 2・2 | 2・2 | 1・2 | +・2 | |
| <i>Artemisia princeps</i> | ヨモギ | + | + | 1・2 | 2・2 | + | + | + | + | + | . | |
| <i>Miscanthus sinensis</i> | ススキ | + | . | 1・2 | . | . | + | . | 2・2 | + | 1・2 | |
| <i>Phragmites japonica</i> | ツルヨシ | + | . | . | . | + | 1・2 | +・2 | +・2 | . | +・2 | |
| <i>Stenactis annuus</i> | ヒメジョオン | + | . | . | 1・2 | . | . | . | + | + | + | |
| <i>Taraxacum officinale</i> | セイヨウタンポポ | + | . | . | + | . | . | . | + | + | + | |
| <i>Festuca arundinacea</i> | オオウシノケグサ | . | 2・2 | +・2 | . | + | . | + | + | . | . | |
| <i>Conyza sumatrensis</i> | オオアレチノギク | . | + | + | + | . | . | + | . | . | . | |
| <i>Equisetum ramosissimum</i> | イヌドクサ | . | + | + | + | . | . | . | . | + | . | |
| <i>Aster kantoensis</i> | カワラノギク | . | . | 1・2 | +・2 | . | . | . | . | +・2 | 1・2 | |
| <i>Pyracantha coccinea</i> | トキワサンザシ | . | . | + | + | . | . | + | . | . | + | |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | ノミノツヅリ | + | +・2 | . | + | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Carex breviculmis</i> | アオスゲ | + | . | 1・2 | 1・2 | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Agropyron tsukushiense</i> var. <i>transiens</i> | カモジグサ | . | + | + | . | . | . | . | + | . | . | |
| <i>Setaria faberi</i> | アキノエノコログサ | . | . | . | . | + | . | +・2 | . | +・2 | . | |
| <i>Erigeron philadelphicus</i> | ハルジオン | . | . | . | . | . | . | . | + | + | + | |
| <i>Lolium multiflorum</i> | ネズミムギ | 1・2 | 1・2 | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Carex dimorpholepis</i> | アゼナルコ | + | . | . | + | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Thesium chinense</i> | カナビキソウ | . | + | +・2 | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Polygonum fugax</i> | ヒエガエリ | . | + | . | +・2 | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Ambrosia trifida</i> | クワモドキ | . | + | . | . | + | . | . | . | . | . | |
| <i>Racomitrium</i> sp. | スナゴケの1種 | . | + | . | . | . | . | 2・2 | . | . | . | |
| <i>Solidago altissima</i> | セイタカアワダチソウ | . | . | + | . | . | . | + | . | . | . | |
| <i>Carex aphanolepis</i> | エナシヒゴクサ | . | . | . | . | . | . | . | . | +・2 | + | |
| <i>Rosa multiflora</i> | ノイバラ | . | . | . | . | . | . | . | . | + | + | |

Other companions 出現1回の種: Serial no. 1: *Kobima pseudoacacia* ハリエンジュ +・2, *Agropyron racemiterum* ノオカモンクア +, 2: *Plantago virginica* ツボミオオバコ +・2, *Anthoxanthum odoratum* ハルガヤ +・2, *Veronica persica* オオイヌノフグリ +, *Geranium carolinianum* アメリカフウロ +, 3: *Helianthus tuberosus* キクイモ 1・2, *Reynoutria japonica* イタドリ +, *Cayratia japonica* ヤブガラシ +, *Hypochoeris radicata* ブタナ +, *Dioscorea tokoro* オニドコロ +, 4: *Carex gibba* マスクサ +, *Rhus javanica* var. *roxburgii* ヌルデ +, *Boehmeria japonica* var. *longispica* ヤブマオ +, *Duchesnea chrysantha* ヘビイチゴ +, 6: *Pueraria lobata* クズ +・2, 7: *Glycine max* ssp. *soja* ツルマメ +, *Aster subulatus* ホウキギク +, 8: *Pyracantha angustifolia* タチバナモドキ +, *Oenothera rosea* ヨウゲシヨウ +, 9: *Verbascum thapsus* ビロードモウズイカ +, 10: *Macleaya cordata* タケニグサ +, *Andropogon virginicus* メリケンカルカヤ +.

Locations 調査地: Serial no. 1-10: Akiruno-city, Tokyo (artificial gravel bar, Nagata area) 東京都あきる野市草花 (永田地区造成礫河原).
Date 調査年月日: Serial no. 1-4: 2005. 6. 2, 5-6: 2005. 10. 20, 7-10: 2005. 10. 28.
Investigator 調査者: Serial no. 1-10: 島瀬頼子.

本群集は、造成河原にもっとも広く出現した植生で、一・二年生草本群落である。本群集は造成河原の最上流側や最も内陸側を除くほとんどの場所を占めていた。

B: マルバヤハズソウーカワラノギク群集 (表 2-3-2、2-3-5)

マルバヤハズソウーカワラノギク群集はカワラノギクを標徴種として他の群落から区分された。カワラヨモギ、コマツナギ、カワラハハコといったカワラハハコヨモギ群団の種とともに、タウコギクラス、シロザクラスの種の常在度も高い。

本群集は、1970年代、1990年代と2000年代すべてで出現した。

表 2-3-2 マルバヤハズソウ-カワラノギク群集 Kummerovio-Asteretum kantoensis

| Running number | 通し番号 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|-----------------------|--------|--------|-----|-------|-------|
| Relevé number | 調査番号 | NT4(3) | NT3(2) | TA9 | NAG61 | NAG62 |
| Height of herb layer (m) | 草本層の高さ(m) | 0.7 | 0.8 | 0.8 | 0.6 | 0.5 |
| Cover of herb layer (%) | 草本層の被度(%) | 60 | 70 | 90 | 60 | 40 |
| Relevé size (m ²) | 調査面積(m ²) | 9 | 9 | 4 | 4 | 4 |
| Total number of species | 種数 | 11 | 12 | 28 | 18 | 21 |
| Character species of association | 群集標徴種 | | | | | |
| <i>Aster kantoensis</i> | カワラノギク | 3・3 | 3・3 | 1・2 | + | + |
| Species of Anaphalido- Artemision principis | カワラハハコ・ヨモギ群団の種 | | | | | |
| <i>Lespedeza cuneata</i> | メドハギ | + | 1・2 | + | + | + |
| <i>Artemisia capillaris</i> | カワラヨモギ | 3・3 | 3・3 | 3・3 | 2・2 | 2・2 |
| <i>Lepidium virginicum</i> | マメグンバイナズナ | + | ・ | ・ | + | + |
| <i>Artemisia princeps</i> | ヨモギ | + | ・ | ・ | ・ | + |
| <i>Euphorbia maculata</i> | オオニシキソウ | ・ | + | + | ・ | ・ |
| <i>Oenothera biennis</i> | メマツヨイグサ | ・ | ・ | ・ | + | + |
| <i>Kummerowia stipulacea</i> | マルバヤハズソウ | ・ | ・ | + | ・ | ・ |
| Other species | その他の種 | | | | | |
| <i>Phragmites japonica</i> | ツルヨシ | + | +・2 | 1・2 | + | + |
| <i>Eragrostis curvula</i> | シナダレスズメガヤ | ・ | +・2 | +・2 | +・2 | 1・2 |
| <i>Sedum sarmentosum</i> | ツルマンネングサ | ・ | +・2 | + | 1・2 | 1・2 |
| <i>Pyracantha coccinea</i> | トキワサンザシ | ・ | + | + | + | + |
| <i>Bidens pilosa</i> | コセンダングサ | +・2 | + | + | ・ | ・ |
| <i>Setaria viridis</i> f. <i>japonica</i> | カタバエノコロ | + | + | 1・2 | ・ | ・ |
| <i>Indigofera pseudotinctoria</i> | コマツナギ | + | 2・2 | ・ | +・2 | ・ |
| <i>Pueraria lobata</i> | クズ | 2・2 | ・ | ・ | + | + |
| <i>Rosa wichuraiana</i> | テリハノイバラ | ・ | + | ・ | 2・2 | +・2 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | オニウシノケグサ | ・ | ・ | 1・2 | + | + |
| <i>Equisetum ramosissimum</i> | イヌドクサ | ・ | ・ | + | + | + |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | ノミノツヅリ | ・ | ・ | ・ | 1・2 | 1・2 |
| <i>Carex breviculmis</i> | アオスゲ | ・ | ・ | ・ | + | + |
| <i>Andropogon virginicus</i> | メリケンカルカヤ | + | ・ | ・ | ・ | + |

Other companions 出現1回の種: Serial no.1: *Cocculus orbiculatus* アオツヅラフジ +, 2: *Carex* sp. スゲ属の一種 +・2, 3: *Zoysia japonica* シバ 3・3, *Conyza sumatrensis* オオアレチノギク +, 4: *Thesium chinense* カナビキソウ +, *Albizia julibrissin* ネムノキ +, 5: *Miscanthus sinensis* ススキ +・2, *Stenactis annuus* ヒメジヨオン +, *Paederia scandens* ヘクソカズラ +, *Plantago virginica* ツボミオオバコ +.

Locations 調査地: Serial no. 1-5: Kawasaki, Hamura-city, Tokyo (Nagata area) 東京都羽村市川崎 (永田地区)
 Date 調査年月日: Serial no. 1-2: 2000. 10. 3; 2000. 10. 14, 4,5; 2001. 5. 22.
 Investigator 調査者: Serial no. 1-3: Hatase Y. 畠瀬頼子, 4,5: Nagaoka F. 長岡総子.

永田地区ではカワラノギクの播種実験が行われ、実験区からカワラノギクが分散し、造成礫河原にも生育が見られるようになってきた。しかし造成礫河原のデータでは、カワラハハコ・ヨモギ群団の種が少ないかまたは常在度が極めて低くかった。このことから、カワラノギクが出現してもマルバヤハズソウ-カワラノギク群集とはしなかった。

C: カラメドハギーカワラケツメイ群集 (表 2-3-5)

本群集は多摩川流域には分布していないが、マルバヤハズソウ-カワラノギク群集と成立立地が近似しているため、引用により表中で比較を行った。本群集は河川の中流域の洪水の氾濫によって形成された砂礫地の比較的富栄養で安定した立地に生育する群集である(奥田 1978)。マルバヤハズソウ-カワラノギク群集よりも多少発達の進んだ群集とも考えられたが、分布域が互いに住み分けているため、地域的な群集とされている(奥田 1978)。

今回の結果でも、カワラハハコ・ヨモギ群団の種とともに、タウコギクラス、シロザクラスの種の常在度も高いことなど、マルバヤハズソウ-カワラノギク群集との共通性が高

い結果となった。

D：ヒロハノカワラサイコシバ群落（表 2-3-3、2-3-5）

本群落はヒロハノカワラサイコまたはシバが優占する多年生草本植物群落であり、ヒロハノカワラサイコが区分種となる。組成的にはカワラヨモギーカワラサイコ群集に近い。永田地区ではカワラサイコは見られず、ヒロハノカワラサイコのみが生育していた。高水敷の小道沿いやグラウンド周辺など、乾性で踏圧の強い立地や刈り取りなどの管理が行われる堤防上に見られた（奥田・笠原 2000）。ヒロハノカワラサイコの局所個体群は希少であり（倉本ほか 2000）、ヒロハノカワラサイコ自体が地域版レッドデータブックにおいて、東京東部と西部で C ランク（国では希少種レベル）に（東京都環境保全局自然保護部 1988）、神奈川県多摩地区で絶滅危惧種として挙げられている（神奈川県レッドデータ生物調査団編 1995）。この群落は永田地区周辺では人為の影響を強く受けた立地にのみ見られ、造成礫河原には類似の群落は出現していない。

E：カワラヨモギーカワラサイコ群集（表 2-3-4、2-3-5）

カワラヨモギーカワラサイコ群集は、カワラサイコを群集標徴種とし、カワラナデシコ、ミノボロ、ヘラオオバコを区分種として他の群落から区分された。構成種には、カワラヨモギ、メドハギ、オトコヨモギ、メマツヨイグサなど多年生草本植物や越年生草本が挙げられる。

さらに本群集は、オオフトバムグラ、コゴメバオトギリ、オッタチカタバミ、ネジバナを区分種として、オオフトバムグラ亜群集とこれらを欠く典型亜群集に区分された。オオフトバムグラ亜群集に区分されたデータは、1995 年のデータと今回の 2005 年の調査データから構成されており、1970 年代から 1990 年代には見られなかった。ネジバナ以外の区分種は近年多く見られるようになった外来種であり、多摩川の河川敷に外来種が増加しつつある状況を表すものといえる。これらの外来種が日本で初めて確認されたのは、オオフトバムグラが 1920 年、コゴメバオトギリが 1930 年、オッタチカタバミが 1962 年であり（清水ほか 2001）、かなり年数が経っているものもある。多摩川では近年急速に増加していると思われ、ここから多摩川の河川敷が近年より外来種が生育しやすい環境へ変化している可能性が考えられる。

この群集は河川敷において最も強く乾燥する立地に分布する（奥田 1978）が、水面からの比高が高いこともあり、この群集は増水によるよりも造成や踏圧などによる人為的干渉によって生育地が減少している（曾根 1984）との指摘もある。

四谷堰地区ではカワラヨモギーカワラサイコ群集が記録されたが、すべてオオフトバムグラ亜群集であった。造成礫河原では造成初期に比べ、2003 年、2004 年の調査ではカワラヨモギが観察されるようになった。しかし、カワラヨモギーカワラサイコ群集の群集標徴種であるカワラサイコのほか、区分種となったカワラナデシコ、ミノボロ、ヘラオオバコ

表 2-3-3 イヌドクサーシバ群落とヒロハノカワラサイコーシバ群落

1: イヌドクサーシバ群落 *Equisetum ramosissimum*-*Zoysia japonica* community
 2: ヒロハノカワラサイコーシバ群落 *Potentilla nipponica*-*Zoysia japonica* community

| Vegetation type | 植生タイプ | 1 | | | | | | 2 | |
|--|-----------------------|------|------|-------|------|------|-----|-----|-----|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Running number | 通し番号 | T-14 | T-13 | NT1- | NT2- | T-16 | NAG | N5 | N1 |
| Relevé number | 調査番号 | | | 1101 | 1101 | | 59 | | |
| Height of herb layer (m) | 草本層の高さ(m) | 0.5 | 0.3 | 0.8 | 0.7 | 0.7 | 0.3 | 0.5 | 0.8 |
| Cover of herb layer (%) | 草本層の被度(%) | 90 | 80 | 100 | 100 | 75 | 65 | 80 | 80 |
| Relevé size (m ²) | 調査面積(m ²) | 8 | 2 | 4 | 3 | 8 | 4 | 16 | 4 |
| Total number of species | 種数 | 17 | 10 | 10 | 11 | 12 | 18 | 5 | 10 |
| Differential species of community | 群落区分種 | | | | | | | | |
| <i>Equisetum ramosissimum</i> | イヌドクサ | · | · | 1·2 | 1·2 | + | + | · | · |
| <i>Indigofera pseudotinctoria</i> | コマツナギ | + | + | 1·2 | + | 1·2 | +·2 | · | · |
| <i>Paederia scandens</i> | ヘクソカズラ | +·2 | +·2 | +·2 | 1·2 | +·2 | + | · | · |
| <i>Potentilla nipponica</i> | ヒロハノカワラサイコ | · | · | · | · | · | · | 1·2 | +·2 |
| Species of Anaphalido- Artemision principis | カワラハハコ・ヨモギ群団の種 | | | | | | | | |
| <i>Zoysia japonica</i> | シバ | 3·3 | 2·2 | 5·5 | 5·5 | 3·3 | 2·2 | 5·5 | 4·4 |
| <i>Artemisia capillaris</i> | カワラヨモギ | 2·2 | 1·2 | 1·2 | + | 2·2 | 3·3 | · | · |
| <i>Lespedeza cuneata</i> | メドハギ | +·2 | + | +·2 | + | +·2 | + | · | + |
| <i>Artemisia princeps</i> | ヨモギ | + | · | 2·2 | · | + | · | · | + |
| <i>Oenothera biennis</i> | メマツオイグサ | +·2 | · | · | · | + | + | · | · |
| <i>Lepidium virginicum</i> | マメグンバイナズナ | · | · | · | · | + | + | · | · |
| <i>Kummerowia stipulacea</i> | マルバヤハズソウ | · | · | · | · | · | + | +·2 | +·2 |
| Other species | その他の種 | | | | | | | | |
| <i>Miscanthus sinensis</i> | ススキ | +·2 | + | · | +·2 | +·2 | + | · | · |
| <i>Thesium chinense</i> | カナビキソウ | + | · | + | + | · | + | · | + |
| <i>Rosa wichuraiana</i> | テリハノイバラ | +·2 | +·2 | · | + | · | · | · | +·2 |
| <i>Setaria viridis</i> f. <i>japonica</i> | カタバエノコロ | · | 1·2 | + | +·2 | + | · | · | · |
| <i>Sedum sarmentosum</i> | ツルマンネングサ | · | 1·2 | (+·2) | · | · | +·2 | · | · |
| <i>Bidens pilosa</i> | コセンダングサ | + | · | (+) | · | · | · | · | · |
| <i>Cymbopogon tortilis</i> var. <i>goeringii</i> | オガルカヤ | + | · | · | · | · | · | · | + |
| <i>Conyza sumatrensis</i> | オオアレチノギク | +·2 | · | · | · | + | · | · | · |
| <i>Carex breviculmis</i> | アオスゲ | + | · | · | · | · | +·2 | · | · |
| <i>Festuca arundinacea</i> | オニウシノケグサ | + | · | · | · | · | +·2 | · | · |
| Poaceae sp. | イネ科の一種 | · | · | · | · | · | + | · | 1·2 |

Asparagus schoberioides キジカクシ +, 2: *Pyracantha coccinea* トキワサンザシ +, 3: *Phragmites japonica* ツルヨシ +·2, 4: *Chenopodium ficifolium* コアカザ +, 5: *Verbascum thapsus* ビロードモウズイカ +, 6: *Erigeron philadelphicus* ハルジオン +, *Helianthus tuberosus* キクイモ +, *Robinia pseudoacacia* ハリエングジュ +, 7: *Trifolium repens* シロツメクサ +, *Eleusine indica* オヒシバ +, *Sporobolus fertilis* ネズミノオ +, 8: *Artemisia japonica* オトコヨモギ +·2, *Plantago lanceolata* ヘラオオバコ +.

Locations 調査地: Serial no. 1-8: Kawasaki, Hamura-city, Tokyo (Nagata area) 東京都羽村市川崎 (永田地区).

Date 調査年月日: Serial no. 1,2,5: 2000. 9. 30, 3,4: 2000. 11. 1, 6: 2001. 5. 22, 7,8: 2000. 9. 22.

References: Serial no. 1-5, 6, 7: Hatase unpublished 畠瀬未発表, 6: Nagaoka & Hatase unpublished 長岡・畠瀬未発表.

も出現せず、この群集は分布が見られなかった。

F: イヌドクサーシバ群落 (表 2-3-3、2-3-5)

本群落はシバが優占する多年生草本植物群落で、イヌドクサの出現頻度が高い。カワラハハコ・ヨモギ群団の種の種数はあまり多くはないが、カワラヨモギやコマツナギなどの常在度が高かった。イヌドクサは礫地に特徴的に出現し、河川敷のシバ群落としての特徴を示している (奥田・笠原 2000)。造成礫河原では、造成後の比較的早い段階からイヌドクサの生育が見られ、その常在度は高い。しかし、シバが少ないことからこの群落の分布も見られなかった。

表 2-3-4 カワラヨモギ-カワラサイコ群集 Artemisio-Potentilletum chinensis

1: オオタバムガイモ群集 Subassociation of *Diodia teres*
 2: シナダレスメガイモ群集 Subassociation of *Eragrostis curvula*

| Running number | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | | |
|---|-------------|------|------|------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|------|------|-----|------|------|-----|-----|------|------|-----|---|
| Relevé number | SO21 | SO19 | SO18 | SO13 | SO2 | SO9 | SO10 | SO12 | SO1 | SO6 | SO7 | SO6 | SO11 | SO14 | SO4 | SO15 | SO16 | SO3 | SO8 | SO17 | SO20 | | |
| Height of herb layer (m) | 0.5 | 3 | 0.5 | 0.6 | 0.7 | 0.6 | 0.6 | 0.8 | 0.5 | 0.5 | 0.6 | 0.5 | 0.3 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.7 | 0.7 | 1.3 | 0.8 | 0.9 | | |
| Cover of herb layer (%) | 80 | 70 | 80 | 80 | 90 | 70 | 80 | 90 | 90 | 70 | 80 | 80 | 95 | 80 | 95 | 80 | 85 | 100 | 100 | 80 | 95 | | |
| Cover of moss layer (%) | 80 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | |
| Relevé size (m ²) | 0.5 | 3 | 9 | 0.6 | 3 | 6 | 4 | 6 | 6 | 9 | 6 | 6 | 4 | 0.5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 9 | 6 | | |
| Total number of species | 19 | 10 | 17 | 14 | 15 | 15 | 12 | 20 | 19 | 17 | 17 | 14 | 13 | 13 | 20 | 17 | 17 | 15 | 9 | 15 | 12 | | |
| Character and differential species of association | 群集標本種および区分種 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potentilla chinensis</i> | 4.4 | 1.2 | 2.2 | 1.2 | 2.2 | 2.2 | 3.3 | 1.2 | 2.2 | 1.2 | 2.2 | 3.3 | 1.2 | 1.2 | 3.3 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | + | |
| <i>Artemisia capillaris</i> | 1.2 | 3.3 | 4.4 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | + |
| <i>Lobelia cristata</i> | 1.2 | 1.2 | 2.2 | 2.2 | 1.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | + |
| <i>Thesium chinense</i> | + | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | + |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | + |
| <i>Vulpia myuros</i> | +2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | + |
| <i>Dianthus superbus</i> var. <i>longicalycinus</i> | 1.2 | 1.2 | +2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | + |
| Differential species of subassociation | | | | | | | | | 3.3 | + | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Diodia teres</i> | 3.4 | + | 1.2 | 3.4 | +2 | 1.2 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | + |
| <i>Hypericum perforatum</i> var. <i>angustifolium</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Oxalis stricta</i> | +2 | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Spiranthes sinensis</i> var. <i>amoenae</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Differential species of lower units | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eragrostis curvula</i> | 2.1 | + | +2 | 2.2 | + | +2 | + | 2.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Species of Anaphalido-Artemision principis | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lespedeza juncea</i> | + | 1.2 | + | 2.2 | + | 2.2 | + | 2.2 | + | 1.2 | 2.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Artemisia princeps</i> | + | + | + | 1.2 | + | 1.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Lespedeza cuneata</i> | 2.2 | + | + | + | + | + | + | 1.2 | 2.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Cenothera biennis</i> | + | + | + | 1.1 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Leptidium virginicum</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Eranthis japonicus</i> | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Kummerowia stipulacea</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Other species | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zoysia japonica</i> | + | 1.2 | +2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 3.3 | 1.2 | 3.3 | + | 1.2 | + | 1.2 | 2.2 | 3.3 | 2.2 | 2.2 | 3.3 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | + |
| <i>Artemisia japonica</i> | 2.2 | + | +2 | +2 | +2 | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Stenactis annuus</i> | + | 1.2 | + | + | + | + | 1.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Rosa wichuriana</i> | 1.2 | + | + | + | + | + | + | + | 3.3 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Carex brevivalvis</i> | +2 | + | 1.2 | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Inula japonica</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Erigeron strigosus</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Silene armeria</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Cocculus orbiculatus</i> | + | 2.3 | 3.3 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Metajulepis japonica</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Sedum sarmentosum</i> | 2.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Festuca arundinacea</i> | +2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Eidens pilosa</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Erigeron caesariensis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatifior</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Paederia scandens</i> | 1.2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |

Other companions 出現1回の種: Serial no. 1: *Andropogon virginicus* メリケンカヤ 1.1, *Misceanthus sinensis* ススキ +2, 8: *Cuscuta campestris* アメリカネナシカズラ +, *Imperata cylindrica* var. *koenigii* 手巾ヤ +, *Chelidonium thapsus* ビロウドモドキ 1.2, *Verbascum thapsus* ビロウドモドキ 1.1, *Arundinella hirta* トゲシバ +2, *Agropyron racemiferum* アオカモジグサ +, *Poa sphondyliodes* イチゴソコグサ +, *Rosa multiflora* イバラ +, 17: *Fuervaria lobata* クズ (2.2), 20: *Cnagelium spicatum* ウラボシソコグサ 1.2, 21: *Coryza sumatrensis* オオアレチノギク +.

Locations 調査地: Serial no. 1-21: Ishida, Ochiaikawa, Hinocity, Tokyo 東京都日野市石田, 落川
 Date 調査年月日: Serial no. 1-21: 2005.7.18.
 Investigator 調査者: Serial no. 1-21: Okuda S. 奥田重俊, Abe S. 阿部聖哉, Hatase Y. 畑瀬頼子, Wada M. 和田美貴代.

(2) 礫河原に出現した草本群落の種組成からみた特徴

多摩川中流域の礫河原において、観察された植生は大きく分けて一・二年生草本群落と多年生草本群落であった。一・二年生草本群落であるアキノエノコログサーコセンダングサ群集では、タウコギクラス、シロザクラスの種の常在度が高く、礫河原に特徴的なカワラハハコヨモギ群団の種は少なかった。一・二年生草本と多年生草本が混在する群落であるマルバヤハズソウーカワラノギク群集とカラメドハギーカワラケツメイ群集では、カワラハハコヨモギ群団の種の常在度とともにタウコギクラス、シロザクラスの種の常在度も高く、礫河原の先駆植生的な特徴が示された。そのほかのヒロハノカワラサイコーシバ群落、カワラヨモギーカワラサイコ群集、イヌドクサーシバ群落は多年生草本群落である。カワラハハコヨモギ群団の種の常在度は高いが、タウコギクラス、シロザクラスの種の出現種数や常在度は低いものが多かった。

外来種は全体に多く出現が見られ、特にメマツヨイグサ、マメグンバイナズナ、ヒメムカシヨモギなどは、ほとんどの群落に出現し常在度も高かった。造成礫河原では特にこの傾向が強く、オオアレチノギク、オオニシキソウなども加え、外来種の常在度が高い。反対に自然の礫河原に多く見られる外来種もあり、シナダレスズメガヤやナギナタガヤはマルバヤハズソウーカワラノギク群集やカワラヨモギーカワラサイコ群集で常在度が高かった。カワラヨモギーカワラサイコ群集ではオオフタバムグラ、コゴメバオトギリ、オッタチカタバミといった外来種で区分種が構成される新たな亜群集が認められた。

造成礫河原では、アキノエノコログサーコセンダングサ群集が記録され、マルバヤハズソウ、イヌドクサ、メドハギ、カナビキソウなどの礫河原の在来種が出現していた。しかし、自然の礫河原に見られたほかの群集は観察されなかった。カワラノギクの出現も見られたが、カワラハハコヨモギ群団の種の常在度が低いことからマルバヤハズソウーカワラノギク群集とは認められなかった。

(3) 調査年度による出現種の違い

礫河原の常在度表を見ると、群落ごとの種組成の違いのほかに、年代によって出現傾向が異なる種もあることが分かった。

カワラヨモギーカワラサイコ群集で新たに認められたオオフタバムグラ亜群集は、オオフタバムグラ、コゴメバオトギリ、オッタチカタバミといった外来種で主に区分されたが、これらはほとんどは 2000 年以降のデータで出現が見られた。これらのほかにも外来種で同様の傾向を見せるものがあり、トキワサンザシは 2000 年以降のデータでのみ、シナダレスズメガヤ、メリケンカルカヤなどは 1990 年代以降の、データでのみ出現していた。

一方で礫河原の在来種であるカワラハハコとカワラニガナの 2 種は、2000 年のデータに常在度 I で出現していたが、今回の調査では見られなかった。

2-4. 考察

(1) 造成河原に成立する植生の特質

造成河原に成立した植生には、自然の礫河原と共通の種が出現していた。しかし共通する植生としては、アキノエノコログサーコセンダングサ群集のみであった。造成河原では、アキノエノコログサーコセンダングサ群集以外の礫河原の群集の標徴種が出現してこないこと、また自然の礫河原に見られるカワラハハコヨモギ群団の種の出現が極めて少ないことが自然の礫河原と異なっていた。

永田地区の造成礫河原が、礫河原の種が生育できる立地であることは、播種実験によりカワラノギクの新たな個体群を作ることにも成功したことからも示されていると考えられる。外来種などの除去が必要であったし、今後カワラノギクの個体群は衰退期へと移行することが予想されるなど問題点もあるが、種子が導入されカワラノギクは発芽から種子散布までの生活史を完成させることができた。

造成河原において、造成直後と比べて年数が経った時点で、カワラノギクの常在度が増加したほか、カワラハハコヨモギ群団の種ではカワラヨモギやスズメノチャヒキが多少増加傾向にあるものの、それ以外の種では種数があまり増加していない(表 2-3-1)。こうしたことからアキノエノコログサーコセンダングサ群集以外の礫河原の植生が発達しにくい何らかの状況にあると考えられる。

その理由の一つとして、造成礫河原の立地環境が、自生地の礫河原とは異なる可能性も考えられた。これについては植生と立地環境についての詳細な調査が必要と考え、第 3、4 章で実施した。

また、現在の造成礫河原に礫河原固有種の種子の存在が希薄である、および供給されにくい可能性も考えられる。永田地区の礫河原は、造成以前にはハリエンジュ林であった場所が大半を占めており(畠瀬 2001)、造成時に敷設した礫の下部にある土壤に礫河原の種のシードバンクが存在しないか希薄である可能性がある。永田地区において現在は生育していないカワラハハコやカワラニガナ、カワラナデシコが、1998 年の調査までは観察されていた(奥田 2000; 奥田・笠原 2000)。こうした種のシードバンクが残存している場合にも、埋没しているなどの理由で活用できていないと考えられる。

さらには、近隣に礫河原の種の種子源がないことも疑われる。同じ永田地区の上流側にマルバヤハズソウ-カワラノギク群集の自生地が小面積ながら残存しているが、造成河原との間にはハリエンジュ林が存在し、風散布型の種子は供給されにくいと考えられる。また、このマルバヤハズソウ-カワラノギク群集の自生地は多摩川本流の水面からの比高が高く、この立地が冠水する可能性は低い。増水時に上流から多少の水流が来ることはあるようだが、この水流が直接造成河原に向かうことはなく、水流により種子が運ばれる可能性も低いと考えられる。造成河原の立地も、増水時に冠水する部分も存在するが(第 3、4 章参照)、その場所に礫河原の種が特に見られるということもなかった(一澤ほか 2006)。

増水時に冠水する部分は造成礫河原の下流側の一部であり、冠水しても砂やシルトの堆積が見られるため、礫河原の種の発芽には適地でなくなっている可能性がある。造成礫河原の造成時の土壌サンプルからは、造成後の初期に出現した植物の種子が多く含まれていたことが分かったが（北村・星野 2003）、造成後に形成されたシードバンクについては、今後の調査が必要である。

ただし、新たにできた礫河原に礫河原植生が再生しにくいということは、自然の河原についても言えることのようにである。1974年に多摩川は大きな洪水にみまわれたが、この洪水の後、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集の占有面積が減少したまま回復せず、すでに多摩川の動的平衡と呼べる状態が失われている可能性が指摘されていた（奥田 1976；佐伯・倉本 1981）。このマルバヤハズソウ・カワラノギク群集の成立立地は洪水で破壊されやすく、洪水後の裸地にまた同群集が成立がするのだが、上記の 1974 年の洪水のあとは、この群集の立地が残った場所でも好窒素性一年草からなるタウコギクラスの群落となってしまった（佐伯・倉本 1981）。奥田（1978）は好窒素性植物の群落構成種における割合が多摩川の上流から下流に向かうにつれ増加しており、これは河川水質の過窒素化の進行による影響としている。中・下流においては、本来貧栄養的な環境であった礫河原が、河川水質などにより富栄養化が進み、より富栄養な立地の植物が侵入しやすくなっていると考えられる。造成河原においても礫間への砂やシルトの堆積も見られ、同時に富栄養化も進んでいることが予想される。

さらに造成礫河原の特徴として言えるのは、外来種の植生量の多さである。造成後、毎年外来種が優占する状態が続いたが（一澤ほか 2006）、外来種を除去する植生管理が行われたおかげで、現在外来種が優占する状態は免れている。千曲川で行われた多自然型河道掘削の場合にも、アレチウリ、オオブタクサの繁茂が見られ（リバーフロント整備センター編 2000）、外来種の繁茂は造成礫河原に共通した問題といえるだろう。ただし、今回カワラヨモギ・カワラサイコ群集には外来種群が区分種となる新たな亜群集も認められたように、自然の河原でも、新たな外来種が次々と侵入している。造成礫河原にそうした新たな外来種が侵入した場合、急速に繁茂する危険性がある。繁殖力が強力であったり、植生量の大きな外来種については、造成礫河原とともに周辺の自然の河原についても同時に対策を取る必要がでてくるだろう。

（2）種組成から見た礫河原植生の保全にむけての提言

永田地区の造成礫河原では、自然の礫河原と共通する種が生育するようになったが、共通する植生は現在アキノエノコログサーコセンダングサ群集のみであった。アキノエノコログサーコセンダングサ群集は先駆的な群落であり、植被がまばらで、造成礫河原に生育する生物にとって、礫河原らしい生育環境を提供していると考えられる。しかし、富栄養であったり、かく乱の頻度が少ない場所があり、そうした場所では今後過度に遷移が進み、木本種やより内陸の種が増加し植被が急増することで、河原らしい環境が失われる可能性

もある。造成礫河原の詳細な環境条件について明らかにし、より自然の礫河原に近い環境に近づけることが必要である。

またアキノエノコログサーコセンダングサ群集以外の礫河原植生が発達していない理由の一つとして、永田地区の造成礫河原の立地環境が自然の礫河原と異なる部分があることが疑われた。これについても、立地環境の詳細な調査を行い、自然の礫河原植生が維持される立地環境の条件を抽出して、今後の造成礫河原の設計に生かしていくべきである。

さらに、礫河原固有の在来種、とくに標徴種となるような種の参入がなかなか進まないことも一つの可能性として考えられる。礫河原固有の在来種のシードバンクが現在の礫河原で希薄であるほか、近隣に種子源が存在しないことが危惧される。この状況が続く場合、遺伝的なくく乱が起こらない範囲で、流域のほかの場所から種子を持ってくことを考えても良いだろう。礫河原の在来種の種数や個体数が十分な群落が存在すれば、種子を採取して播種することもできる。また種数や個体数が十分でない場合は、土壌の撒きだしによりシードバンクを利用する方法もある。この方法では、さまざまな種の種子が存在するので、もとの群落の多様性が再現されると思われる。

ただし、礫河原の在来種でもカワラノギクやカワラニガナは種子の寿命が短く、永続的なシードバンクを形成しないことが分かっている（本田・倉本 2001；倉本ほか 1994）。こうした種では播種を行う方法をとるか、土壌の撒きだし時期を種子散布後の早い時期に設定すべきだろう。

なお、河原に定着する外来種にはシードバンクをつくるものが多い。したがって、撒きだし用の土壌を採取する場合、シナダレスズメガヤやオニウシノケグサなど特に繁殖力の強い外来種の存在に留意し、その影響が極力無い場所から採取を行うようにする必要がある。

また仮に礫河原固有の在来種のシードバンクが存在していたとしても、植生量の多い外来種に発芽や成長を阻害されている可能性がある。永田地区の造成礫河原では造成後に外来種を除去する植生管理が行われてきた。その効果は大きく、オオブタクサやメマツヨイグサなどの先駆的な外来種は一時的に優占したものの、その後大きく減少させることに成功した。こうした外来種は近年、河川周辺にはどこにでも見られるものであり、礫河原を造成した場合に侵入することは避けられないだろう。そのため、影響が大きいと思われる外来種については、初期段階から定期的に除去をすることが重要と考えられる。除去をする場合、対象となる種の成長期、開花期、結実期などを把握した上で、最も効果的な時期に行う必要がある。木本の外来種については、さらに注意しなければならない点もある。ハリエンジュは永田地区の造成礫河原で現在も成長が見られ、植生管理が停止した後増加する可能性がある。ハリエンジュはそのおかれた環境により繁殖戦略に違いがあり、種子繁殖は洪水後に起こりやすく（福田ほか 2005）、一方で伐採などにより萌芽成長が活発になる（川池ほか 2001）。礫河原を造成した場合は、伐採による萌芽の促進が危惧されるため、造成前に徹底的に除去しなければならない。地上部や大きな根茎部に加えて、細かな

根茎部までの現場からの撤去が必要であり、薬品を用いた枯殺方法なども実験されているが（本間 1981；本間・清水 1980；村山 2002 など）除去方法は確立されていない。トキワサンザシ類も近年河原で増加している種であり、本研究で使用したデータでも 2000 年以降の資料でのみ見られた。トキワサンザシ類は鳥散布型の種子であり、種子は近隣の人家の植栽などから主に供給されていると考えられる。自然の河原でも増加しており、今後増加傾向が大きくなることが予想される。造成礫河原でも芽生えが多数観察されたが、除去しても種子の供給がある限り防除は難しいと思われる。思い切った対策をとるのであれば、とくに保全上重要な河原の周辺や、礫河原を新たに造成する場合には、近隣の住民に協力を仰ぎ、植栽されているトキワサンザシ類を除去することも検討する必要があるだろう。

引用文献

- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. neu bearb. Aufl.-Spinger.
- 畠瀬頼子 2001. 多摩川永田地区現存植生図（2000 年秋季）. 河川生態学術研究会多摩川グループ. リバーフロント整備センター, 東京.
- 本田裕紀郎・倉本宣 2001. 多摩川における絶滅危惧植物カワラニガナの現状とその休眠・発芽特性. ランドスケープ研究 64 (5) : 583-588.
- 本間広之 1981. ニセアカシアの立木枯殺試験(二)薬剤処理の適期と施業方法. 新潟県林業試験場研究報告 24 : 23-28.
- 本間広之・清水周治 1980. ニセアカシアの立木枯殺試験(一)2、3 の薬剤の枯殺効果. 新潟県林業試験場研究報告 23 : 35-43.
- 福田 真由子・崎尾 均・丸田 恵美子 2005. 荒川中流域における外来樹木ハリエンジュ (*Robinia pseudoacacia* L.) の初期定着過程. 日本生態学会誌. 55(2) : 387-395.
- 一澤麻子・長岡総子・畠瀬頼子 2006. 植物の種組成に及ぼした影響. (河川生態学術研究会多摩川研究グループ編) 多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—, 177-186. (財) リバーフロント整備センター, 東京.
- 神奈川県レッドデータ生物調査団編 1995. 神奈川県レッドデータ生物調査報告書. 神奈川県立生命の星・地球博物館, 神奈川.
- 川池芽美・熊谷雄介 2001 多摩川におけるニセアカシアの成育について. (池谷奉文編) 多摩川河川敷におけるニセアカシアの分布拡大と生育環境に関する調査研究. 225 :9-34. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- 北村直也・星野義延 2003. 多摩川中流域における河川堆積物のシードバンク. 植生学会 8 回大会講演要旨集 B11.
- 倉本宣・辻永和容・斉藤陽子 2000. 多摩川におけるカワラサイコとヒロハノカワラサイコの分布と発芽の特性について. 日緑工誌 25 (4) : 385-390.

- 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. 造園雑誌 57 (5) : 127-132.
- 宮脇昭・奥田重俊・石坂勝 1967. 関東地方の河辺植生の群落学術的研究(1)多摩川の冠水草原について. 第14回日本生態学界大会要旨, 38.
- Miyawaki, A. u. S. Okuda, 1972. Pflanzensoziologische Untersuchungen über die Auen-Vegetation des Flusses Tama bei Tokyo, mit einer vergleichenden Betrachtung über die Vegetation des Flusses Tone. VEGETATIO, 24,4-6: 229-311.
- 村山保裕 2002. 海岸防災林地での除草剤を用いたニセアカシア枯殺試験-幼木への散布処理と成木への注入処理の実施時期の検討. 静岡県林業技術センター研報 30 : 29-32.
- 奥田重俊 1976. 多摩川流域の植生と植生図. 多摩川流域自然環境調査報告書第一次調査, pp.220-300.
- 奥田重俊 1978. 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要 4(1) : 43-112.
- 奥田重俊 2000. 植物相. 「多摩川の総合研究-永田地区を中心として-」(河川生態学術研究会多摩川研究グループ編), pp.422-431. (財)リバーフロント整備センター, 東京.
- 奥田重俊・笠原恵美 2000. 植物群落. 「多摩川の総合研究-永田地区を中心として-」(河川生態学術研究会多摩川研究グループ編), pp.437-478. (財)リバーフロント整備センター, 東京.
- 奥田重俊・小船聡子・梶瀬頼子 1995. 多摩川河川敷の植物群落. 52pp. 建設省関東地方建設局京浜工事事務所・(財)河川環境管理財団.
- 佐伯敏郎・倉本 宣 1981. 多摩川河川敷の植生の多様性についての研究-植生調査及び既存資料による多様性の把握-. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- リバーフロント整備センター編 2000. 河川と自然環境. pp.152. (財)リバーフロント整備センター, 東京.
- 清水矩宏・森田弘彦・廣田伸七 2001. 日本帰化植物写真図鑑. pp.554. 全国農村教育協会, 東京.
- 曾根伸典 1984. 増水による河辺植生および立地変化と復元に関する研究. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- 曾根伸典・日野の自然を守る会 1991. 日野市の植生[II]. pp.134. 日野市, 東京.
- 東京都環境保全局自然保護部 1988. 東京都の保護上重要な野生生物種. pp.77. 東京都環境保全局自然保護部, 東京.

3. 植生図および植生調査資料を用いた造成礫河原の植生の変化と地形条件の関係解析

畠瀬頼子・阿部聖哉・長岡総子・和田美貴代・一澤麻子

3-1. はじめに

現在、日本各地の河川で礫河原とそこに生育・生息する河川に特有の生物の減少が報告されている。多摩川の中流域に位置する永田地区では礫河原の自然再生をめざして2000年秋から実験的な河道修復事業が行われ、礫河原造成が2002年に終了してから2005年で4年が経過している。人工的に礫河原が造成された事例は少なく、どのような条件を作ればよいかに関する知見もまた少なかったため、この事業では様々な比高の場所が生じるように地形が生成された。今後、礫河原に特有の植生を再生させるためにどのような条件が必要かを検討するためには、造成礫河原に再生した植生の変化とその地形条件との関係を解析する必要がある。そこで、下記の観点から植生図および植生調査資料を用いて解析を行った。

- i. 再生した植生の分布と地形条件との関係の解析により、礫河原に特有の植生を回復させるための条件を明らかにする。
- ii. 礫河原の植生（マルバヤハズソウ・カワラノギク群集）の自生地と同様の立地に成立し、競合する可能性のある群落にどのようなものがあるかを抽出するため、人工的な礫河原が造成される以前の永田地区の植生図を用いて地形と植物群落の分布との関係を明らかにする。
- iii. 造成礫河原の植生変化の傾向がカワラノギク自生地（マルバヤハズソウ・カワラノギク群集）と比べてどのような特徴があるのかを明らかにするため、植生調査資料の解析により植生の経年変化の傾向の違いを比較する。

以上の結果をもとに、造成礫河原に成立した植生の経年変化の傾向の特徴と、その地形条件による違いを検討し、礫河原に特有な植生が長く存続するために必要な立地条件が何なのかについて、考察を行った。

3-2. 造成礫河原における植生の変化と立地条件

(1) 調査・解析方法

1) 多摩川永田地区において作成した植生図のGISへの入力・整理

河川生態学術研究会多摩川グループの調査において2002年秋から2005年秋までの4年間に作成した7時期の造成礫河原の植生図をGISへ入力・整理した。GISへの入力はESRI社のArcGIS(Ver.9.0)を使用し、シェープファイル形式にておこなった。

2) 既存の GIS 情報等の収集・整理

多摩川には奥田らの先駆的研究によって 1970 年代から作成されてきた現存植生図による多時期の植生図が存在する。これらの植生図を GIS 情報として整理した既存の報告から、GIS 情報の収集を行った。既存の GIS 情報の使用にあたっては、著者の協力・了承を得た。

また、多摩川永田地区では河川生態学術研究会により作成されたベースマップ（紙ベースの詳細スケール地形図）および土木研究所河川生態チームにより作成された DEM (Digital Elevation Model: 数値標高モデル) データが存在する。ベースマップについてはスキャニングによりデジタル画像化した後、GIS での使用ができるよう ArcGIS(Ver.9.0)のジオコーディング機能により幾何補正を行い、位置情報を与えた。

3) 痕跡水位および砂の堆積状況の現地調査

礫河原の造成が終了してからもっとも大きな出水のあった 2004 年 10 月の後、12 月に河口から 51.8km から 52.2km までの範囲において出水の痕跡（出水によりゴミや枯死木などが堆積した位置）および堆積した砂の分布を測量した（詳細は 4 章 50 ページに記述）。測量結果は ArcGIS(Ver.9.0)を用いてシェープファイル形式にて入力した。

4) 解析方法

造成礫河原の植生回復がかなり進んだ 2005 年秋の植生図データを 2002 年 DEM（数値標高モデル）から算出した比高および河道からの距離、傾斜とオーバーレイし、植生の変遷と地形の関係を明らかにした。また 2004 年の出水により堆積した痕跡水位、砂の分布範囲を比高および河道からの距離とオーバーレイして、出水による影響の及ぶ範囲と地形との関係を明らかにした。河道からの距離および傾斜の算出には ArcGIS(Ver.9.0)のエクステンションである Spatial Analyst のツールを用いた。比高は 100m 区間ごとに平常水位時の水際線上にあたるもっとも比高の低い地点に対する、各地点の差を算出した。

(2) 結果

1) 多摩川永田地区において作成した植生図の GIS への入力・整理

GIS へ入力・整理した植生図の一覧を表 3-2-1 に示す。

表 3-2-1 入力・整理した永田地区の植生図

| 植生図化範囲 | 調査期間 | 調査者 | データ形式 | 備考 |
|------------------|--------------|------|-------|--------------|
| 多摩川永田地区の河道修復区域周辺 | 2002年10～11月 | 畠瀬頼子 | ポリゴン | 河道掘削工事実施の半年後 |
| 〃 | 2003年6月 | 〃 | 〃 | |
| 〃 | 2003年10～11月 | 〃 | 〃 | |
| 〃 | 2004年6月 | 〃 | 〃 | |
| 〃 | 2004年10～11月 | 〃 | 〃 | |
| 〃 | 2005年6月 | 〃 | 〃 | |
| 〃 | 2005年10月～11月 | 〃 | 〃 | |

2) 既存のGIS情報

収集・整理を行った既存情報の一覧を表 3-3-2 に示す。いずれのGISデータも多摩川永田地区を対象としたものである。

表 3-2-2 収集・整理を行った既存情報

| 情報の種類 | 調査年 | 初出文献名等 | 初出時のデータ形式 | GIS情報の作成者、文献 | GISデータ形式 |
|---------|--------|-----------------------------|-----------|--------------|----------|
| 地形図 | 1996年 | 永田地区ベスマップ(河川生態学術研究会多摩川グループ) | 紙ベース | — | — |
| | 2002年 | 永田地区ベスマップ(河川生態学術研究会多摩川グループ) | 紙ベース | — | — |
| 数値標高モデル | 1996年 | — | 数値標高モデル | 土木研究所河川生態チーム | 数値標高モデル |
| | 2002年 | — | 数値標高モデル | 土木研究所河川生態チーム | 数値標高モデル |
| 植生図 | 1977年 | 奥田ほか(1979) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |
| | 1983年 | 曾根(1983) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |
| | 1994年 | 奥田ほか(1995) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |
| | 1998年 | 奥田・笠原(1998) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |
| | 2000年秋 | 畠瀬(2001) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |
| | 2001年春 | 長岡・畠瀬(2002) | 紙ベース | 高橋ほか(2005) | ポリゴン |

3) 造成礫河原における植生の変遷

造成終了後、アキノエノコログサーコセンダングサ群集が広がり、4年経過後（2005年秋）も依然として大面積を占めている（図 3-2-2～3-2-5, 表 3-2-3）。大型外来一年生草本のオオブタクサ群落は初期にのみ出現し、やがて消滅した。造成礫河原での初期管理を停止した2005年秋にはメドハギーヨモギ群落、ツルヨシ群集の増加が明瞭になった。

表 3-2-3 造成礫河原における秋期植生の変化

表中の数値は面積（㎡）。造成礫河原のうち、カワラノギクプロジェクトにより市民との協働により管理された場所（A工区）は2005年まで選択的除草が行われたため立地による植生の変遷の違いを捉えるのに適さないので除き、2005年には植生管理を行わなかったB工区からE工区までを集計した。

| 植生凡例名 | 2002年秋 | 2003年春 | 2003年秋 | 2004年春 | 2004年秋 | 2005年春 | 2005年秋 |
|---------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| ミゾソバ群集 | 62.78 | 104.39 | 197.80 | 522.66 | 18.95 | | 45.91 |
| オオイヌタデーオオケタデ群落 | 509.68 | | | 1199.08 | | 1355.96 | |
| ネズミムギ群落 | | 3064.20 | | 558.88 | | | |
| オオブタクサ群落 | 1198.35 | | 196.59 | | 46.30 | | |
| オオイヌタデーヒメムカシヨモギ群落 | | | 1403.13 | | | | |
| アキノエノコログサーコセンダングサ群集 | 7002.58 | 7832.42 | 9274.35 | 11738.70 | 7594.68 | 8556.06 | 7816.43 |
| メドハギーヨモギ群落 | | | | | | 0.75 | 2659.95 |
| ススキ群落 | | | | | | | 205.93 |
| イタドリ群落 | | | 38.75 | 130.39 | 41.75 | 11.12 | |
| オギ群集 | 391.13 | | 470.07 | 82.91 | 979.46 | 473.19 | 1552.35 |
| ツルヨシ群集 | 462.24 | 413.66 | 1195.15 | 884.60 | 1625.58 | 3306.06 | 4638.01 |
| タチヤナギ群集 | | | | 90.02 | 90.02 | 85.55 | 67.13 |
| ハリエンジュ群落 | 592.82 | 195.32 | 497.06 | 65.79 | 229.26 | 108.30 | 383.02 |
| 裸地 | 27453.52 | 24282.59 | 24454.47 | 20678.25 | 27088.48 | 23973.56 | 20584.83 |
| その他 | 122.34 | 71.54 | 68.07 | 12.83 | 80.90 | 93.60 | 17.99 |
| 総計 | 37795.44 | 35964.12 | 37795.44 | 35964.12 | 37795.38 | 37964.14 | 37971.55 |

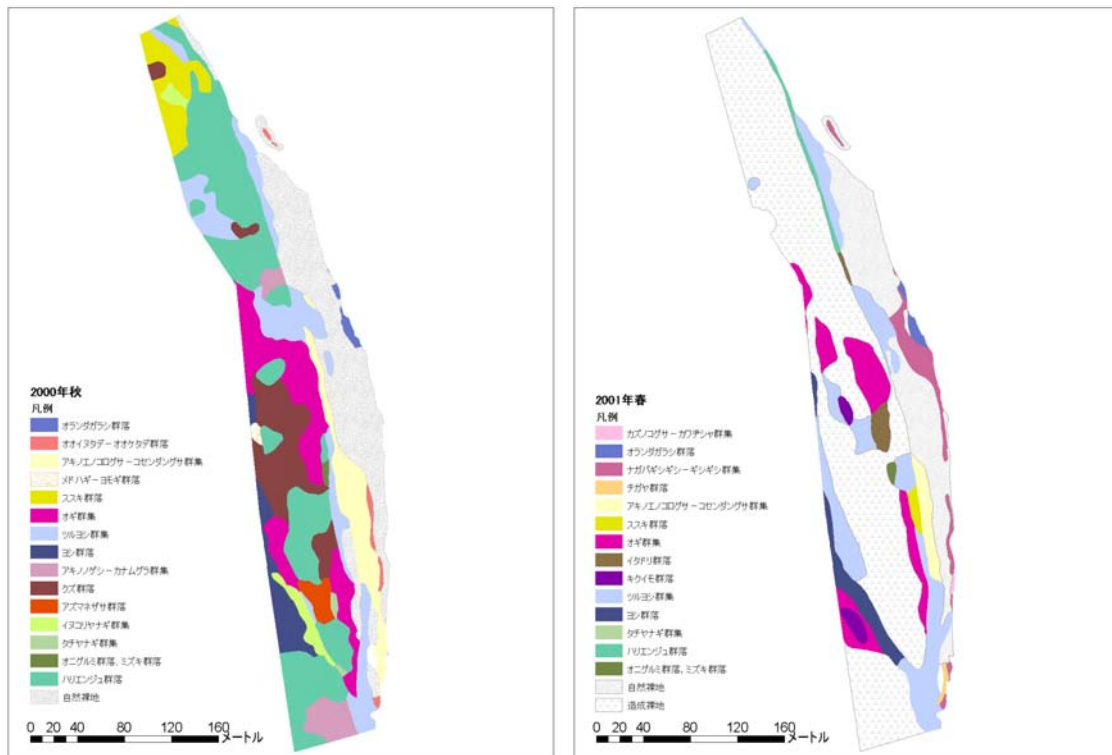


図 3-2-1 工事開始前の礫河原造成範囲とその周辺の植生図（2000 年秋～2001 年春）

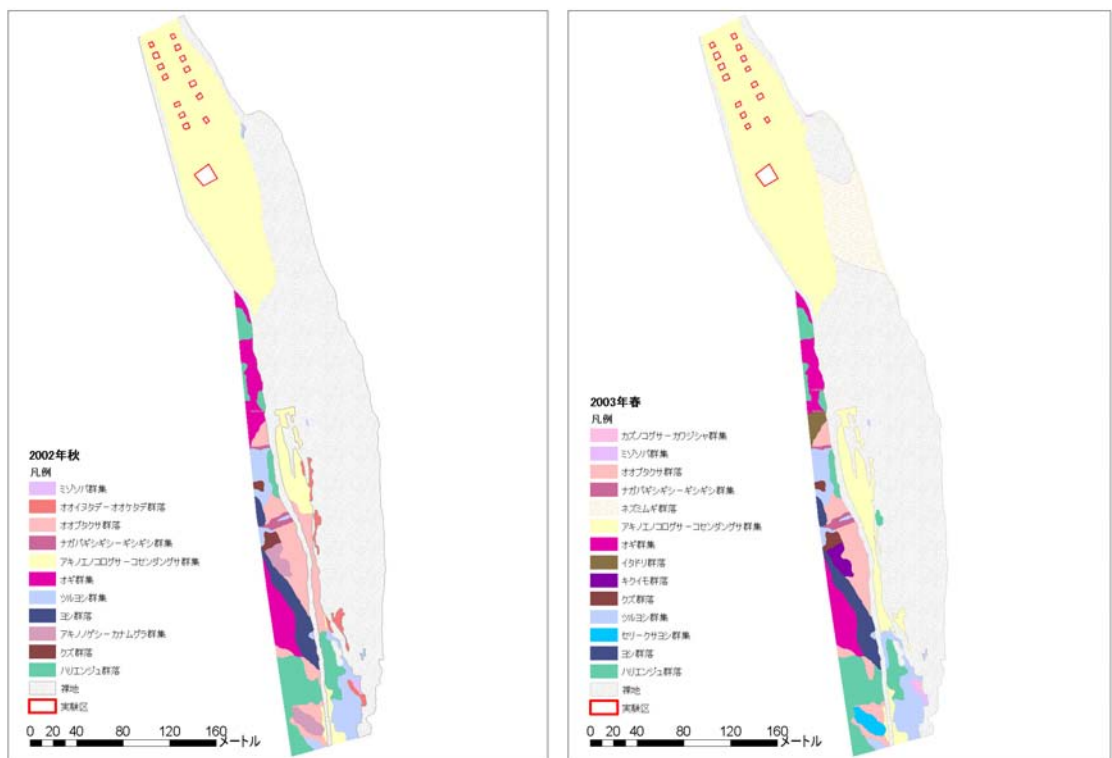


図 3-2-2 礫河原造成範囲とその周辺の植生図（2002 年秋～2003 年春）

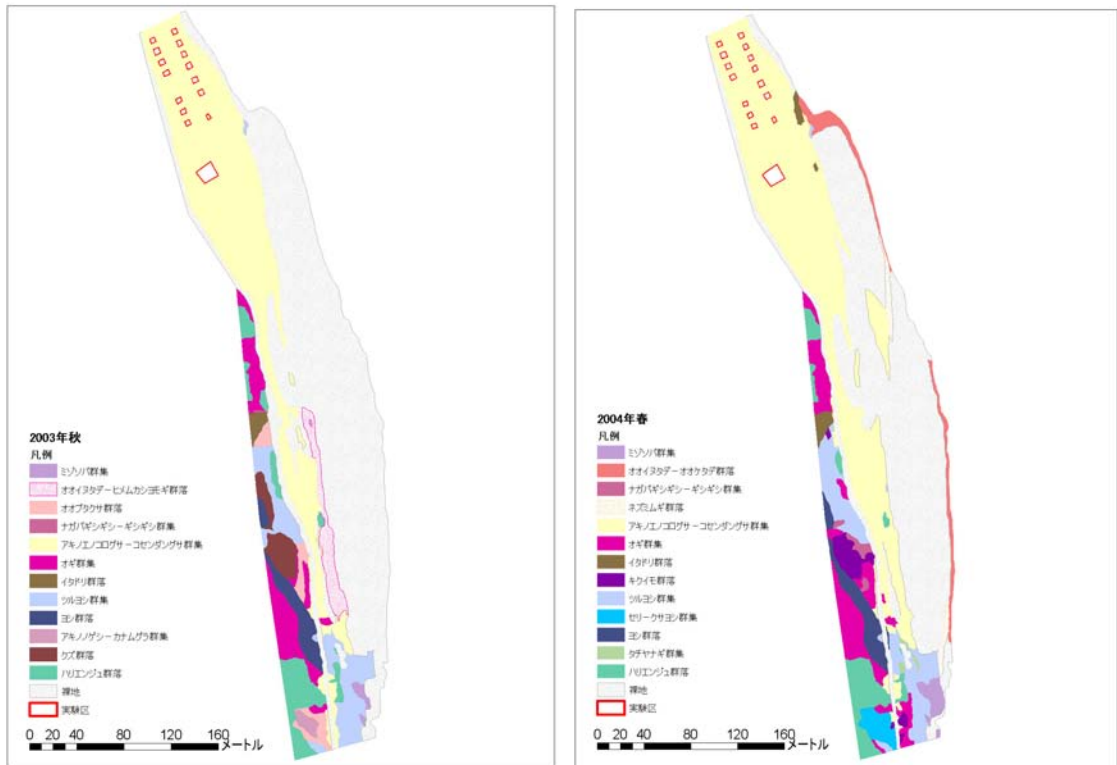


図 3-2-3 礫河原造成範囲とその周辺の植生図 (2003 年秋～2004 年春)

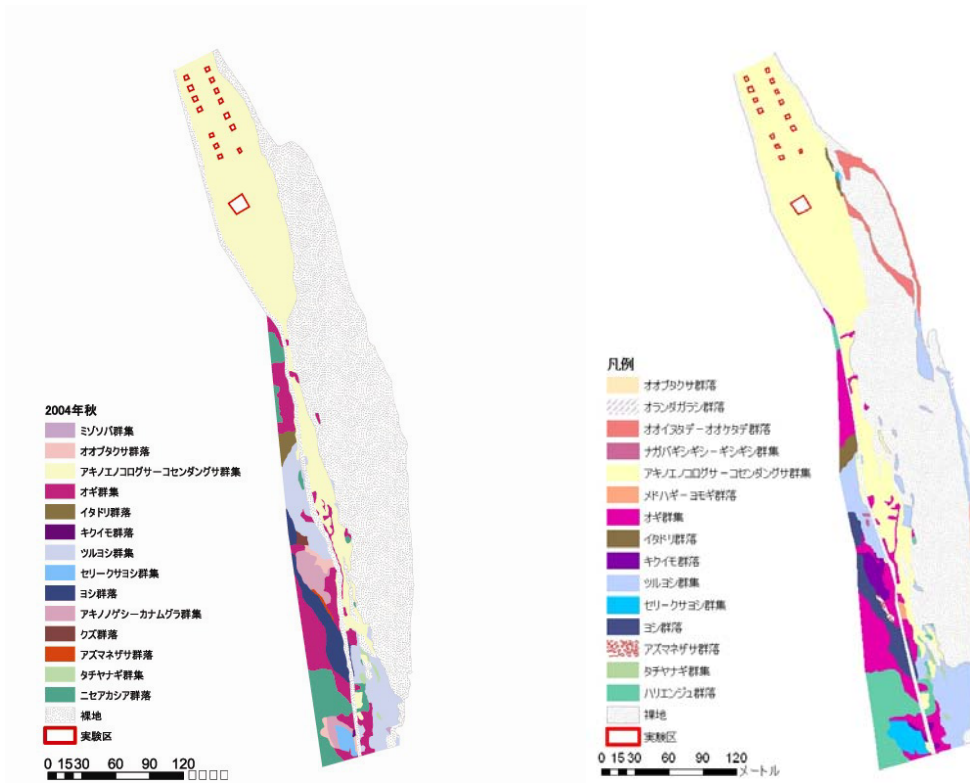


図 3-2-4 礫河原造成範囲とその周辺の植生図 (2004 年秋～2005 年春)

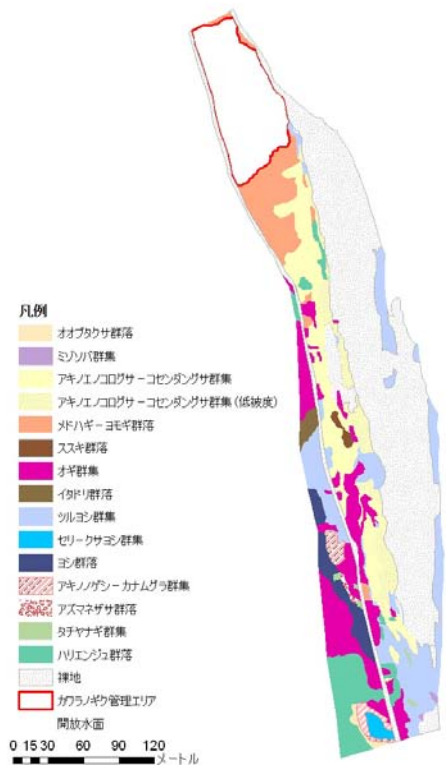


図 3-2-5 礫河原造成範囲とその周辺の植生図 (2005 年秋)

4) 植生分布の変遷と立地条件の関係

礫河原の一・二年生草本群落であるアキノエノコログサ-コセンダングサ群落は当初広い範囲の比高に出現したが、4年目(2005年秋)には比高3m以上で減少傾向となった(図3-2-6)。逆に4年目には比高3m以上に多年草群落のメドハギ-ヨモギ群落が出現するようになった。多年生草本群落のオギ群落は比高2-2.5m程度の場所で4年目に増加した。ツルヨシ群落は比高0-1mで4年目までに増加していた。

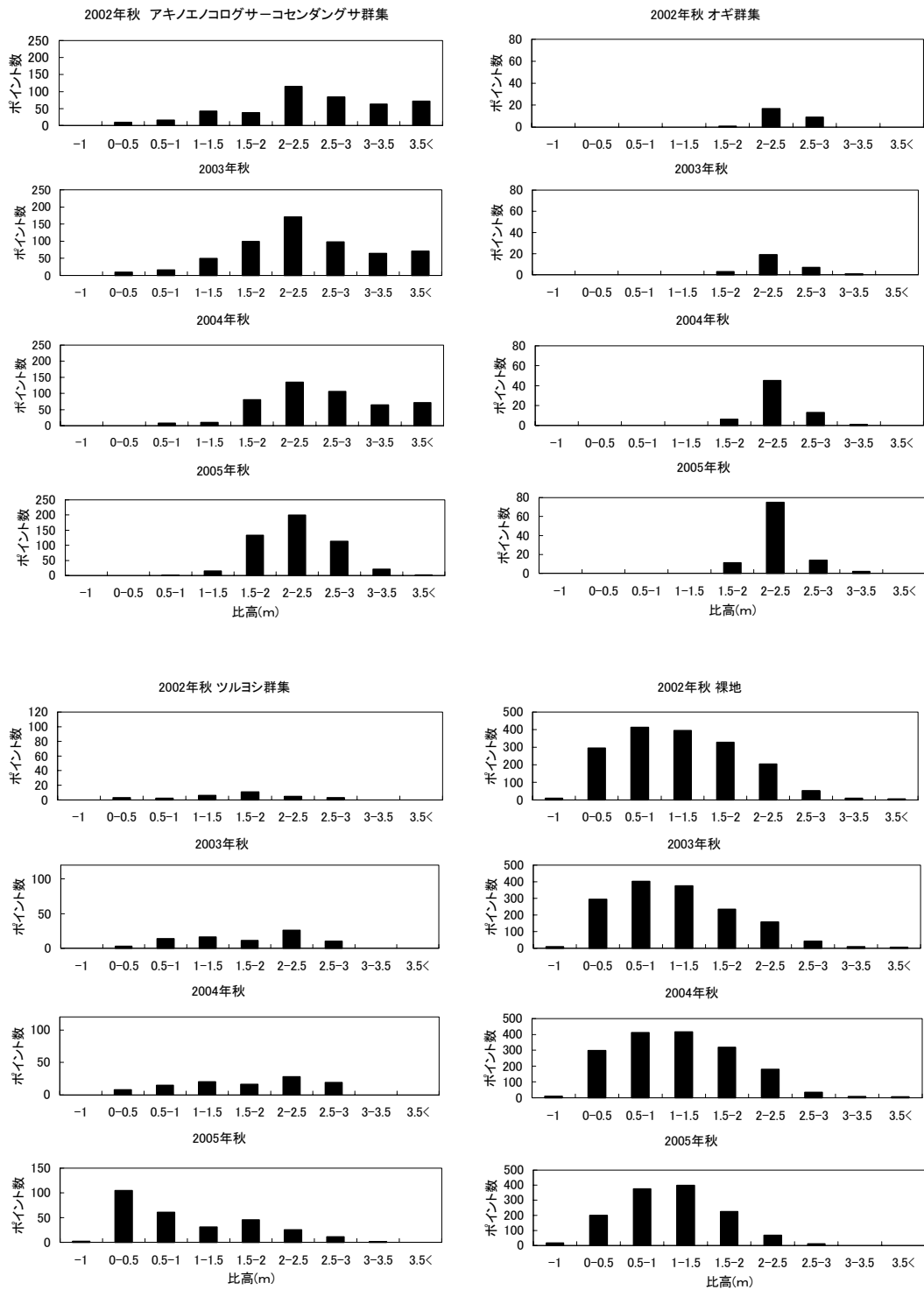


図 3-2-6 造成礫河原に出現した植生と比高の関係 比高-1m は平常水位時に水中の場所。

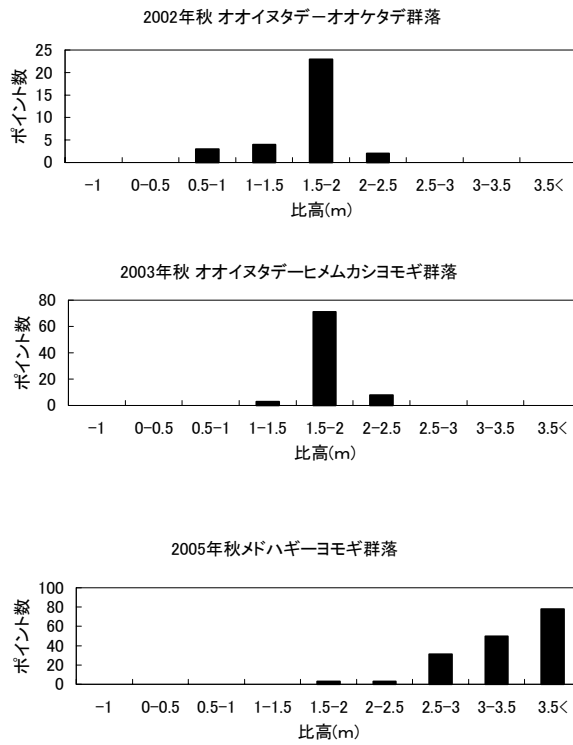


図 3-2-7 造成礫河原に出現した植生と比高の関係（ある年にのみ出現した群落）
比高-1m は平常水位時に水中の場所を示す。

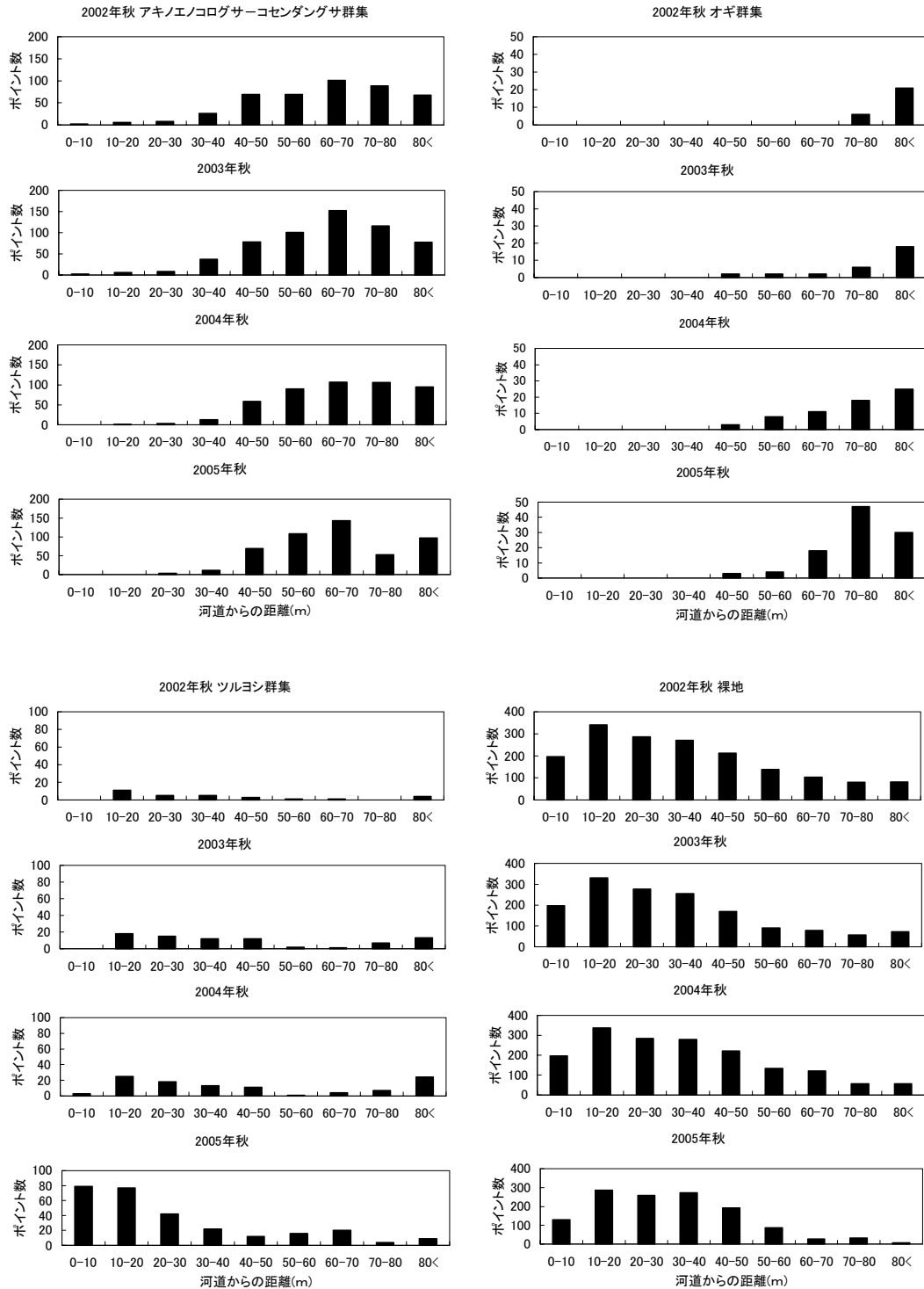


図 3-2-8 造成礫河原に出現した植生と河道からの距離の関係

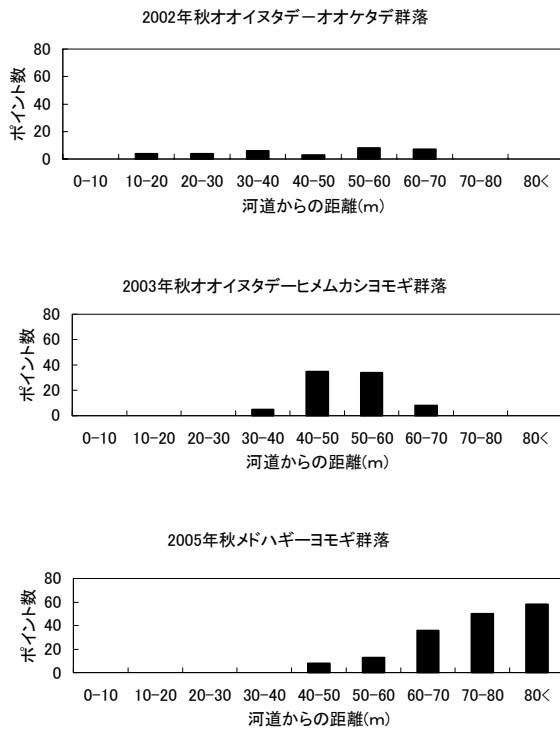


図 3-2-9 造成礫河原に出現した植生と河道からの距離の関係（ある年にのみ出現した群落）

5) 2004 年の出水による冠水、砂の堆積と地形の関係

図 3-2-10, 3-2-11 の「冠水せず」は礫河原造成後、最も大きい出水であった 2004 年秋の出水時に水面下にならなかったエリアを示す。このエリアは比高 2.5m 以上に多く出現した。また河道からの距離が 80m 以上の場所はほとんど水を被っていなかった。

「冠水域」は痕跡水位より低く出水時に水面下になったが、砂の堆積が見られなかったエリアである。このエリアは比高 2.5m 以下、河道からの距離 80m 以下に多く出現した。

2004 年秋の出水時に砂が堆積したのは「冠水/砂堆積」のエリアである。これは比高 2 ~ 3m、河道からの距離 60 ~ 80m に集中して出現し、冠水域の端にあたる部分に砂の堆積が集中する傾向が見られた。

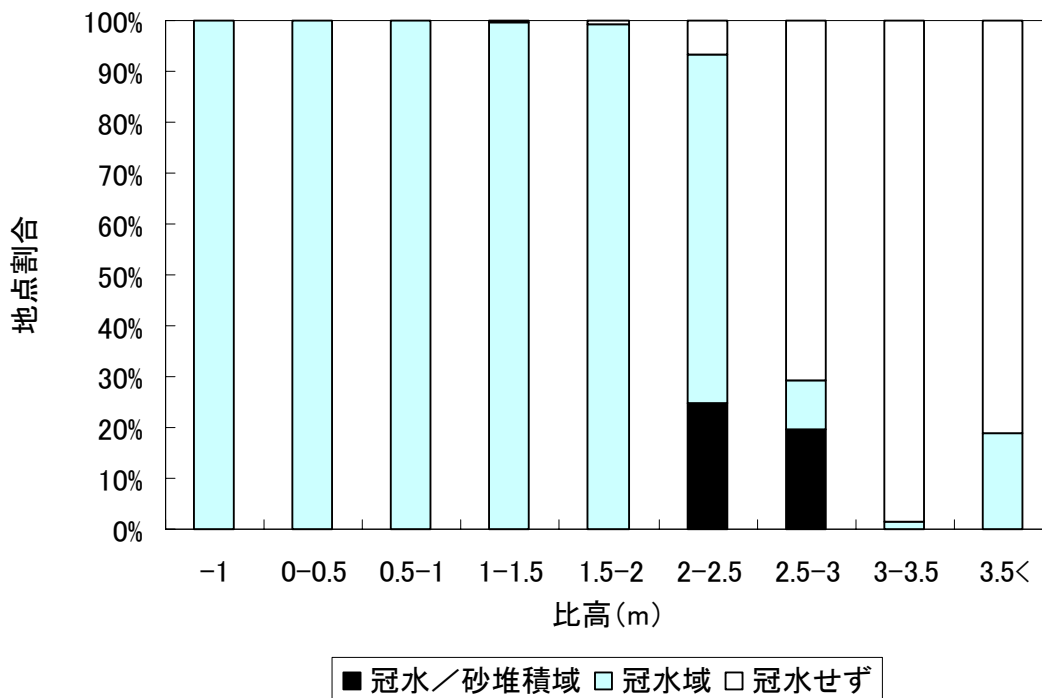


図 3-2-10 2004 年の出水後の砂の堆積位置、2004 年出水時の冠水域（痕跡水位による推定）と比高（m）の関係 比高-1 は平常水位時に水面下になる場所を示す。

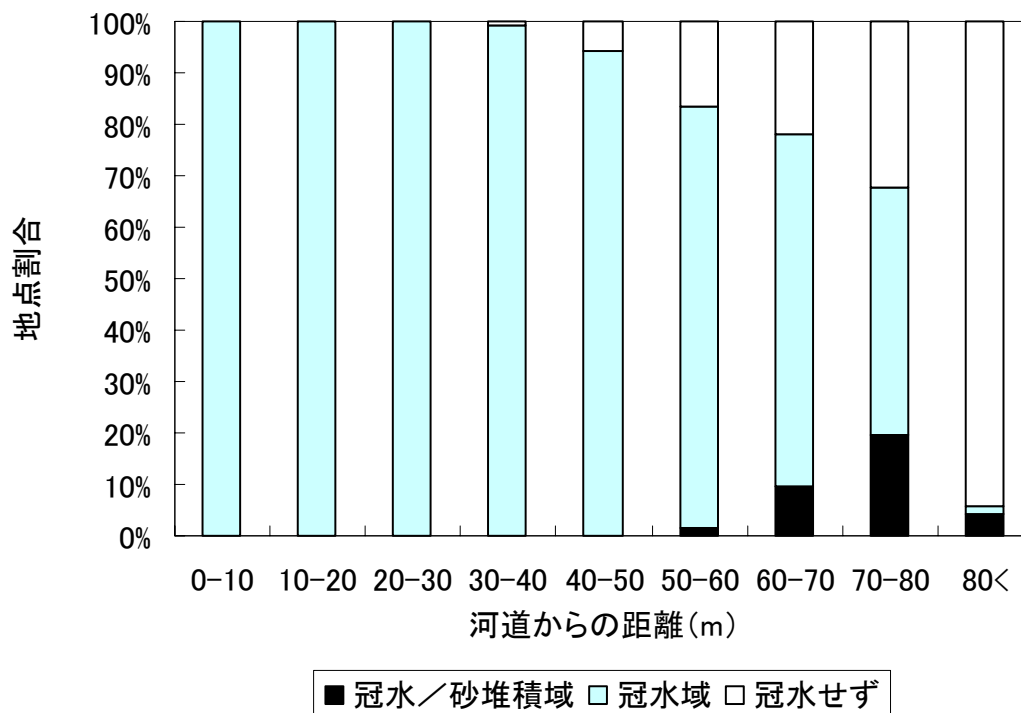


図 3-2-11 2004 年の出水後の砂の堆積位置、2004 年出水時の冠水域（痕跡水位による推定）と河道からの距離（m）の関係

(3) 考察

礫河原造成直後から4年目まで河原の一・二年生草本群落であるアキノエノコログサーコセンダングサ群集は広い面積を占めていた。この群落は当初広い範囲の比高に出現したが、4年目には比高3m以上で減少傾向となった。逆に4年目には比高3m以上に多年草群落のメドハギーヨモギ群集が出現するようになった。この違いには比高3m以上は2004年の出水の影響を受けなかったことが影響したと考えられる。多年生草本群落のオギ群集は比高2-2.5m程度の場所で4年目に増加し、この比高で2004年に砂が堆積したことが群落の拡大を促進したと考えられた。ツルヨシ群集は比高0-1mで4年目までに増加していた。礫河原での植生回復には比高による大規模な出水の影響と砂の堆積の違いが大きく影響していると考えられた。

3-3. 礫河原の植生と競合する立地に生育する植生

(1) 調査・解析方法

高橋ほか(2005)の作成した笠原・奥田(1998)の永田地区全体の植生図のGISデータと、土木研究所河川生態チーム作成の1996年の永田地区のDEM(数値標高モデル)より算出した比高、河道からの距離、傾斜とのオーバーレイを行った。

さらに、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集と同様の立地に成立する植生を抽出するため、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集に対する各植生のPianka(1973)のニッチ重複度指数を比高、河道からの距離それぞれについて算出した。

(2) 結果

マルバヤハズソウ・カワラノギク群集は比高3.5~5.5mで、河道からの距離50~100m、傾斜0~4.0°の位置に分布していた(表3-3-1 奥田・笠原(1998)による植生の分布と比高(m) 表中の数値は%。~表3-3-3)。マルバヤハズソウ・カワラノギク群集が分布する傾斜0~4.0°の位置には、他の多くの群落も偏って分布する傾向が見られた(表3-3-3)。しかし、比高と河道からの距離の双方の地形条件から見れば、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集と同様の地形に出現する植生はかなり限られていた。マルバヤハズソウ・カワラノギク群集と同様の比高に成立する植生はクズ群落、ススキ群落、オギ群集、ツルヨシ群落、オニグルミ群落・ミズキ群落、ハリエンジュ群落などがあつた(表3-3-1)。比高についてのPianka(1973)のニッチ重複度指数はクズ群落で0.9以上と特に高く、アズマネザサ群落、オギ群集、ススキ群落、ツルヨシ群集、ハリエンジュ群落も0.7以上と比較敵高い値となった(表3-3-4)。さらに河道からの距離で見ると、河道からの距離が同程度の場所に成立するものはイヌドクサーシバ群落、オギ群集、オニグルミ群落・ミズキ群落、ススキ群落、ハリエンジュ群落に限られた(表3-3-2)。河道からの距離のニッチ重複度指数はイヌドクサーシバ群落で0.9以上と特に高く、他にオギ群集、オニグルミ群落・ミズキ群落、ス

スキ群落、ハリエンジュ群落で0.5以上と比較的高い値を示した（表 3-3-4）。

（3）考察

マルバヤハズソウ・カワラノギク群落と同様の地形条件の場所に成立する植生は比高と河道からの距離から見ると、多年生草本群落ではイヌドクサーシバ群落、スキ群落、オギ群落、木本群落ではオニグルミ群落・ミズキ群落、ハリエンジュ群落に限られていた。このことから、マルバヤハズソウ・カワラノギク群落の自生地の遷移が進んだ場合、同様の地形条件に成立するスキ群落やオギ群落などの多年生草本群落に変化したのち、オニグルミ群落・ミズキ群落やハリエンジュ群落などの高木群落へと変遷していく可能性が強いと考えられる。

表 3-3-1 奥田・笠原 (1998) による植生の分布と比高(m) 表中の数値は%。

| 植生 | 水域 | 比高 | | | | | | | | | | | | | | | | 総計 | | |
|---------------------|------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------|----------|------|
| | | 0.0-0.5m | 0.5-1.0m | 1.0-1.5m | 1.5-2.0m | 2.0-2.5m | 2.5-3.0m | 3.0-3.5m | 3.5-4.0m | 4.0-4.5m | 4.5-5.0m | 5.0-5.5m | 5.5-6.0m | 6.0-6.5m | 6.5-7.0m | 7.0-7.5m | 7.5-8.0m | | 8.0-8.5m | |
| アキノエノコログサ-コセンダングサ群集 | 0.1 | 4.4 | 2.6 | 13.5 | 17.2 | 4.2 | 0.6 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.4 |
| アキノノゲシ-カナムグラ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.4 | 4.9 | 6.0 | 4.7 | 3.2 | 2.6 | 1.1 | 0.6 | 0.6 | 0.0 | 0.7 | 2.1 | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 2.1 |
| アズマネザサ群集 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 | 0.1 | 0.8 | 1.6 | 1.6 | 2.5 | 3.0 | 1.4 | 0.7 | 2.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.3 |
| アレチウリ群集 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.4 | 0.7 | 0.0 | 4.9 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| アレチマツヨイグサ-ヨモギ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 1.6 | 1.1 | 1.1 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| イタドリ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 1.5 | 3.7 | 1.6 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 |
| イヌコリヤナギ群集 | 0.4 | 0.3 | 1.1 | 2.8 | 4.9 | 9.7 | 9.1 | 3.0 | 4.1 | 3.9 | 3.7 | 0.9 | 1.4 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.2 |
| イヌドクサ-シバ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 1.4 | 1.1 | 0.0 | 0.7 | 4.1 | 1.1 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 |
| オオイヌタデ-オオケタデ群集 | 1.0 | 1.8 | 3.3 | 3.5 | 0.7 | 0.2 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 |
| オオフサモ群集、コカナダモ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.6 | 1.6 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| オオアブタクサ群集 | 0.0 | 0.5 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.6 | 1.3 | 0.3 | 0.3 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 |
| オギ群集 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.9 | 5.3 | 8.5 | 5.6 | 6.8 | 3.7 | 2.4 | 0.1 | 0.3 | 5.0 | 17.7 | 36.1 | 63.6 | 4.3 | |
| オニグルミ群集、ミスギ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 1.1 | 1.5 | 0.9 | 1.3 | 4.0 | 7.0 | 1.9 | 2.0 | 22.0 | 39.6 | 42.6 | 36.4 | 1.8 | |
| オランダガラシ群集 | 0.0 | 0.5 | 0.4 | 2.2 | 0.8 | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 |
| キンエノコロ-メヒシバ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 3.1 | 5.7 | 3.5 | 2.7 | 1.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 |
| クズ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 1.3 | 5.0 | 7.5 | 7.1 | 14.5 | 7.1 | 0.5 | 0.2 | 7.6 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.7 |
| コンクリート裸地 | 0.0 | 0.9 | 0.3 | 0.7 | 0.9 | 1.7 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 |
| サンカクイ-コガマ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.4 | 1.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 |
| ススキ群集 | 2.5 | 1.7 | 1.7 | 3.5 | 3.9 | 9.2 | 9.7 | 10.6 | 14.9 | 16.5 | 28.9 | 36.7 | 23.1 | 45.7 | 55.3 | 17.7 | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 14.9 |
| セリ-クサヨシ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.6 | 1.8 | 0.4 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 |
| タチヤナギ群集 | 0.3 | 1.0 | 0.0 | 0.5 | 0.0 | 0.8 | 4.3 | 6.8 | 2.4 | 0.7 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.6 |
| チガヤ群集 | 0.3 | 1.7 | 3.9 | 9.9 | 6.5 | 3.4 | 0.5 | 0.5 | 0.7 | 0.3 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 |
| ツルヨシ群集 | 3.6 | 14.6 | 18.2 | 21.0 | 20.9 | 21.8 | 11.4 | 10.3 | 10.9 | 15.4 | 12.1 | 0.9 | 1.3 | 1.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.1 |
| ナガバギシギシ-ギシギシ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.7 | 2.8 | 5.5 | 1.3 | 0.7 | 1.4 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 |
| ハリエンジュ群集 | 1.8 | 0.0 | 0.6 | 1.8 | 4.3 | 11.6 | 21.3 | 23.9 | 36.5 | 28.7 | 24.1 | 22.1 | 37.7 | 33.9 | 8.5 | 21.9 | 13.1 | 0.0 | 0.0 | 21.8 |
| ヒロハノカワラサイ-コシバ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 2.2 | 3.2 | 14.8 | 0.8 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 |
| マルバヤナギ-ソウ-カワラノギク群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 1.3 | 0.4 | 0.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| メドハギ-ヨモギ群集 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.4 | 1.2 | 1.2 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| ヨシ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.9 | 14.7 | 14.8 | 8.0 | 2.1 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.2 |
| 開放水域 | 80.9 | 30.6 | 9.9 | 3.7 | 0.4 | 1.3 | 2.3 | 1.0 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.1 |
| 自然裸地 | 6.4 | 41.9 | 57.9 | 36.7 | 34.9 | 8.8 | 1.6 | 0.6 | 0.3 | 0.2 | 0.3 | 0.6 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.8 |
| 造成裸地 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 4.6 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| 総計 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

表 3-3-2 奥田・笠原 (1998) による植生の分布と河道からの距離(m)

| 植生 | 0- | 10- | 20- | 30- | 40- | 50- | 60- | 70- | 80- | 90- | 100- | 110- | 120- | 130- | 140- | 150- | 160- | 170- | 180- | 190- | 200- | 210- | 220- | 230- | 240- | 250- | 総計 |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|
| | 10m | 20m | 30m | 40m | 50m | 60m | 70m | 80m | 90m | 100m | 110m | 120m | 130m | 140m | 150m | 160m | 170m | 180m | 190m | 200m | 210m | 220m | 230m | 240m | 250m | | |
| アキノエノコログサ-コーセンダン グサ群集 | 0.9 | 5.9 | 9.6 | 3.9 | 4.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.4 |
| アキノノゲシ-カーナムグラ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 1.6 | 2.3 | 2.7 | 1.4 | 0.0 | 1.0 | 2.2 | 3.5 | 4.9 | 6.1 | 4.7 | 1.4 | 1.2 | 3.3 | 3.4 | 5.2 | 7.8 | 4.1 | 2.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.1 |
| アズマネザサ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 1.0 | 1.8 | 1.6 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 | 3.6 | 4.9 | 4.0 | 4.1 | 1.3 | 4.7 | 3.2 | 2.9 | 1.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.3 |
| アレチウリ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 | 2.5 | 4.3 | 1.8 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| アレチマツヨイグサ-ヨモギ群落 | 1.0 | 1.7 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| イタドリ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 5.3 | 4.2 | 2.5 | 9.4 | 8.0 | 0.4 | |
| イヌコリヤナギ群集 | 0.6 | 4.2 | 4.9 | 7.5 | 10.4 | 6.4 | 6.7 | 6.3 | 4.3 | 5.2 | 2.6 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 0.4 | 3.3 | 5.2 | 5.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.2 |
| イヌドクサ-シバ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 3.1 | 2.0 | 3.3 | 5.1 | 3.5 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 |
| オオイヌタデ-オオケタダ群落 | 1.6 | 2.3 | 1.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 |
| オオアサマシ群落、コカナダモ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.9 | 2.7 | 5.2 | 1.2 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 |
| オオブタクサ群落 | 0.0 | 0.3 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 1.7 | 1.3 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.3 | 4.9 | 0.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 |
| オギ群集 | 0.0 | 0.1 | 1.0 | 2.1 | 4.2 | 5.9 | 5.7 | 6.3 | 13.0 | 14.3 | 14.6 | 5.7 | 4.7 | 4.6 | 8.0 | 5.2 | 7.8 | 3.4 | 0.4 | 0.9 | 2.5 | 0.0 | 0.9 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 4.3 |
| オニグルミ群落、ミズキ群落 | 0.4 | 1.6 | 0.2 | 2.7 | 3.7 | 5.4 | 8.5 | 5.9 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 2.1 | 4.1 | 3.4 | 2.8 | 3.4 | 0.0 | 0.0 | 1.8 | |
| オランダガラン群落 | 0.5 | 0.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | |
| キンエノコロ-メヒシバ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.7 | 1.5 | 1.0 | 3.2 | 1.5 | 4.1 | 4.4 | 10.3 | 36.5 | 38.0 | 1.0 | |
| クズ群落 | 0.0 | 0.2 | 2.3 | 2.7 | 2.6 | 3.3 | 3.7 | 7.4 | 10.7 | 10.7 | 10.8 | 12.4 | 14.9 | 16.6 | 13.4 | 12.3 | 10.3 | 9.2 | 5.2 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.7 |
| コンクリート裸地 | 1.1 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 | |
| サンカクイ-コガマ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 1.5 | 1.1 | 0.5 | 0.2 | 1.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | |
| ススキ群落 | 4.2 | 15.9 | 9.4 | 12.6 | 17.7 | 27.1 | 25.5 | 21.9 | 18.8 | 17.0 | 16.6 | 18.8 | 8.8 | 7.6 | 9.8 | 7.6 | 10.1 | 9.1 | 7.1 | 17.7 | 31.6 | 42.5 | 42.4 | 35.9 | 44.0 | 14.9 | |
| セリ-クサヨシ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.0 | 1.0 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 2.5 | 2.9 | 3.9 | 1.4 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | |
| タチヤナギ群集 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.2 | 8.2 | 3.4 | 0.7 | 0.9 | 2.4 | 4.4 | 6.2 | 10.9 | 6.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.6 |
| チガヤ群落 | 0.0 | 1.4 | 6.4 | 12.3 | 1.4 | 0.0 | 1.1 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | |
| ツルヨシ群集 | 10.2 | 12.0 | 21.8 | 25.6 | 28.4 | 19.7 | 12.8 | 9.4 | 5.1 | 8.6 | 6.3 | 4.1 | 3.6 | 3.3 | 5.3 | 7.0 | 8.3 | 7.4 | 7.6 | 7.2 | 7.8 | 8.5 | 8.7 | 6.1 | 0.0 | 11.1 | |
| ナカバキシギシ-ギンギシ群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 2.9 | 3.1 | 1.7 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 2.3 | 5.5 | 8.1 | 8.3 | 10.0 | 0.7 | |
| ハリエンジュ群落 | 0.9 | 11.5 | 15.5 | 16.6 | 20.9 | 23.7 | 29.8 | 34.2 | 35.1 | 32.5 | 25.6 | 27.9 | 34.6 | 37.4 | 32.9 | 34.5 | 33.3 | 31.7 | 26.4 | 25.9 | 16.4 | 17.5 | 20.6 | 1.7 | 0.0 | 21.8 | |
| ヒロハノカワラサイ-コーシバ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.6 | 0.0 | 0.3 | 3.4 | 4.3 | 4.0 | 3.2 | 3.7 | 3.7 | 6.5 | 6.1 | 1.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | |
| マルバヤハズソウ-カワラノギク 群集 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.9 | 2.8 | 2.8 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | |
| メドハギ-ヨモギ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 1.5 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 3.6 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | |
| ノシ群落 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.2 | 3.1 | 4.1 | 11.0 | 11.9 | 13.3 | 12.3 | 15.1 | 13.6 | 8.2 | 5.9 | 6.6 | 2.7 | 3.3 | 5.1 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 4.2 | |
| 開放水域 | 57.6 | 1.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.2 | 1.7 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 0.5 | 3.4 | 1.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.1 | |
| 自然裸地 | 20.6 | 40.6 | 26.2 | 11.1 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.8 | |
| 造成裸地 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 2.6 | 3.0 | 2.6 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | |
| 総計 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

表 3-3-3 奥田・笠原 (1998) による植生の分布と傾斜°

| 植生 | 水域 | 0-2.0° | | 2.0-4.0° | | 4.0-6.0° | | 6.0-8.0° | | 8.0-10.0° | | 10.0-12.0° | | 12.0-14.0° | | 14.0-16.0° | | 16.0°< | | 総計 |
|---------------------|------|--------|------|----------|------|----------|-----|----------|--|-----------|--|------------|--|------------|--|------------|--|--------|--|-------|
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| アキノエノコログサ-コセンダングサ群集 | 2 | 188 | 90 | 33 | 13 | 12 | 1 | | | | | | | | | | | | | 339 |
| アキノノゲシ-カナナムグサ群集 | | 264 | 149 | 53 | 27 | 21 | 3 | | | | | | | | | | | | | 525 |
| アズマネザサ群集 | 48 | 67 | 79 | 44 | 26 | 24 | 13 | | | | | | | | | | | | | 317 |
| アレチウリ群集 | 3 | 27 | 20 | 7 | 11 | 9 | 6 | | | | | | | | | | | | | 86 |
| アレチマツヨイグサ-ヨモギ群集 | | 1 | 15 | 5 | 2 | 2 | 9 | | | | | | | | | | | | | 67 |
| イタドリ群集 | 1 | 33 | 16 | 7 | 14 | 14 | 2 | | | | | | | | | | | | | 96 |
| イヌコリヤナギ群集 | 9 | 296 | 202 | 117 | 66 | 36 | 26 | | | | | | | | | | | | | 788 |
| イヌドクサ-シバ群集 | | 134 | 39 | 8 | | 2 | | | | | | | | | | | | | | 183 |
| オオドクサ-オオケタダ群集 | 10 | 54 | 22 | 18 | | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | 118 |
| オオオサモ群集、コカナダモ群集 | | 45 | 22 | 5 | 9 | | | | | | | | | | | | | | | 82 |
| オオアブタクサ群集 | | 24 | 16 | 22 | 9 | 7 | 3 | | | | | | | | | | | | | 89 |
| オギ群集 | 10 | 464 | 297 | 154 | 74 | 37 | 16 | | | | | | | | | | | | | 1066 |
| オニグルミ群集、ミズギ群集 | | 38 | 75 | 52 | 41 | 44 | 45 | | | | | | | | | | | | | 439 |
| オランダカラシ群集 | | 19 | 14 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | 36 |
| キンエノコロ-メヒシバ群集 | | 66 | 43 | 21 | 29 | 28 | 20 | | | | | | | | | | | | | 239 |
| クズ群集 | | 931 | 346 | 86 | 25 | 9 | 2 | | | | | | | | | | | | | 1403 |
| コンクリート裸地 | 1 | | | | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | 47 |
| サンククイ-コガマ群集 | | 25 | 3 | 1 | 4 | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | 36 |
| ススキ群集 | 62 | 1522 | 869 | 388 | 279 | 162 | 125 | | | | | | | | | | | | | 3658 |
| セリ-クサヨシ群集 | | 56 | 15 | 17 | 7 | 6 | | | | | | | | | | | | | | 101 |
| タチヤナギ群集 | 5 | 210 | 102 | 40 | 14 | 18 | 14 | | | | | | | | | | | | | 403 |
| チカヤナギ群集 | 8 | 80 | 51 | 49 | 57 | 25 | 12 | | | | | | | | | | | | | 285 |
| ツルヨシ群集 | 56 | 1039 | 729 | 340 | 176 | 121 | 75 | | | | | | | | | | | | | 2717 |
| ナガバギシギシ-ギシギシ群集 | | 39 | 65 | 26 | 14 | 16 | 4 | | | | | | | | | | | | | 172 |
| ハリエンジュ群集 | 43 | 2782 | 1528 | 453 | 204 | 131 | 69 | | | | | | | | | | | | | 5361 |
| ヒロハノカワラサ-イコ-シバ群集 | | 209 | 64 | 8 | 4 | | 1 | | | | | | | | | | | | | 286 |
| マルバヤハズソウ-カワラノギク群集 | | 74 | 12 | 7 | 5 | 7 | 2 | | | | | | | | | | | | | 86 |
| メドハギ-ヨモギ群集 | 2 | 14 | 26 | 7 | 20 | 16 | 5 | | | | | | | | | | | | | 63 |
| ヨシ群集 | | 576 | 320 | 85 | 20 | 16 | 5 | | | | | | | | | | | | | 1028 |
| 開放水域 | 1863 | 271 | 172 | 64 | 21 | 22 | 16 | | | | | | | | | | | | | 2472 |
| 自然裸地 | 86 | 872 | 529 | 108 | 51 | 34 | 44 | | | | | | | | | | | | | 1912 |
| 造成裸地 | 1 | 71 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | 74 |
| 総計 | 2210 | 10491 | 5932 | 2221 | 1202 | 809 | 524 | | | | | | | | | | | | | 24574 |

表 3-3-4 マルバヤハズソウーカワラノギク群集に対する Pianka(1973)のニッチ重複度指数

重複度指数は0から1の値をとり、ニッチ重複しているほど値が1に近づく。下線は重複度指数の高いもの。

| | 比高 | 河道からの距離 |
|---------------------|--------------|--------------|
| アキノエノコログサーコセンダングサ群集 | 0.000 | 0.000 |
| アキノノゲシーカナムグラ群集 | <u>0.610</u> | 0.151 |
| アズマネザサ群落 | <u>0.718</u> | 0.120 |
| アレチウリ群落 | 0.110 | 0.008 |
| アレチマツヨイグサーヨモギ群落 | 0.063 | 0.000 |
| イタドリ群落 | 0.259 | 0.000 |
| イヌコリヤナギ群集 | <u>0.690</u> | 0.487 |
| イヌドクサーシバ群落 | <u>0.630</u> | <u>0.926</u> |
| オオイヌタデーオオケタデ群落 | 0.000 | 0.000 |
| オオブサモ群落、コカナダモ群落 | 0.022 | 0.000 |
| オオブタクサ群落 | 0.319 | 0.000 |
| オギ群集 | <u>0.757</u> | <u>0.616</u> |
| オニグルミ群落、ミズキ群落 | <u>0.557</u> | <u>0.543</u> |
| オランダガラシ群落 | 0.000 | 0.000 |
| キンエノコローメヒシバ群落 | <u>0.589</u> | 0.000 |
| クズ群落 | <u>0.920</u> | 0.426 |
| コンクリート裸地 | 0.266 | 0.000 |
| サンカクイーコガマ群集 | 0.034 | 0.000 |
| ススキ群落 | <u>0.728</u> | <u>0.528</u> |
| セリークサヨシ群集 | 0.306 | 0.000 |
| タチヤナギ群集 | 0.248 | 0.000 |
| チガヤ群落 | 0.161 | 0.055 |
| ツルヨシ群集 | <u>0.783</u> | 0.246 |
| ナガバギシギシーギシギシ群集 | <u>0.528</u> | 0.000 |
| ハリエンジュ群落 | <u>0.722</u> | <u>0.549</u> |
| ヒロハノカワラサイコーシバ群落 | 0.071 | 0.008 |
| メドハギーヨモギ群落 | <u>0.636</u> | 0.020 |
| ヨシ群落 | 0.285 | 0.121 |
| 開放水域 | 0.003 | 0.000 |
| 自然裸地 | 0.012 | 0.000 |
| 造成裸地 | 0.020 | 0.000 |

3-4. 礫河原植生の経年変化と立地、植生管理の関係

(1) 調査・解析方法

永田地区のカワラノギク自生地において1996年以降に得られた植生調査資料、および造成礫河原において造成終了後、2002年以降に得られた植生調査資料につき、季節的な種組成の変動による影響を除くため夏～秋季のものを対象に解析を行った(表3-4-1)。それぞれの植生調査資料については群落高、植被率、遷移度を指標として経年変化の傾向の比較を行った。遷移度は沼田(1977、1978)の下記の式にもとづき算出した。ただし、植生調査資料から算出するために、 d はブラウンブランケの被度階級を換算した被度(%)の中央値とした(被度階級5:87.5%、4:62.5%、3:37.5%、2:17.5%、1:5.0%、+:0.1%)。

$$\text{遷移度 (DS)} = \frac{\sum(l \times d)}{n} \times v$$

l : 種の生存年限, d : 種の優占度 (SDR) v : 植被率 (100%を1とする), n : 種数

表 3-4-1 解析に使用した植生調査資料

| 場所 | 調査年月日 | 調査票番号 | 植生タイプ | 管理状況など |
|--------------|-----------------|---|--|--|
| 造成礫河原A 工区 | 2002年11月9日 | 3z12、3z7、3z10、 3z8、3z9、3z11、 3z13、3z14、3z16、 3z15 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | 人工的に造成された礫河原で、カワラノギクの播種実験が行われている。2002～2005年までカワラノギク個体群を保全するための市民との協働による植生管理がおこなわれている(選択的除草)。 |
| | 2003年11月6日 | C4、C1、C2、C3 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | |
| | 2004年10月30日 | 10、11、19 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | |
| | 2005年10月16日 | 17F19、17F20、17F3、 17F18 (原調査資料) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | |
| 造成礫河原B 工区 | 2002年11月9日 | 3z6、3z4、3z5 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | 人工的に造成された礫河原で、河原植物の播種等はされず、自然に侵入してくるのに任されている。2002～2004年は初期に外来種等が優占するのを防ぐため植生管理がされていたが、2005年より管理を停止し、推移を見守っている。 |
| | 2003年11月6日 | C5、C6 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | |
| | 2004年10月30日 | 16、17、18 (島瀬ほか 2006) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集 | |
| | 2005年10月16日、28日 | 17F36、17F16、17F37、 17F38、17F17、17F35、 17F14、17F15 (原調査資料) | アキノエノコログサー コセンダングサ群集、メドハギーヨモギ群落、ハリエンジュ低木林 | |

| 場所 | 調査年月日 | 調査票番号 | 植生タイプ | 管理状況など |
|-----------|---|--|----------------------|--|
| カワラノギク自生地 | 1996年7月22日、 2日 1996年8月13日 1996年9月20日、 23日 | 109、81、151、152、 184、201 (奥田・笠原 2000) | マルバヤハズソウカ ワラノギク群集 | 永田地区において自生の マルバヤハズソウカワ ラノギク群集の残存して いる地域 |
| | 2000年10月2日、 14日 | NT4(3)、NT3(2)、TA9 (島瀬 未発表) | マルバヤハズソウカ ワラノギク群集 | |
| | 2005年11月1日、 13日 2005年10月16日 | 17F50、17F54、17F55、 17F66、17F69、17F70、 17F22、17F23、17F21 (原調査資料) | マルバヤハズソウカ ワラノギク群集 | |

(2) 結果

カワラノギク自生地の植生調査資料には被度、群落高、植生量（被度×群落高）、遷移度に経年での大きな変化は見られなかったが、造成礫河原では、特にB工区の群落で短い期間で大きく変化する傾向が見られた。

被度の変化では、造成終了直後の2002年にはA工区、B工区ともカワラノギク自生地より被度が低い傾向にあったがしだいに増加し、2005年には選択的除草を続けているA工区では低い被度が維持されていたものの、植生管理を停止したB工区はカワラノギク自生地と同等か、それ以上の高さの被度になる調査資料が増加した（図3-4-1）。群落高の変化では、造成終了直後の2002～2004年まではA工区、B工区ともカワラノギク自生地と同等の群落高50～100cmの調査資料が多かったが、2005年には植生管理を停止したB工区において群落高100～300cmに達する調査資料が増加し、群落高の増加傾向が明瞭になった（図3-4-2）。群落高と被度をかけあわせた植生量では、以上の傾向はより明瞭で、2005年になって植生管理を停止したB工区で急激に植生量の多い調査資料が増加した（図3-4-3）。ただし、B工区であっても2005年になっても植生量や群落高、被度がカワラノギク自生地よりも低い地点も依然として存在していた。

遷移度の変化では、2004年までは造成礫河原のA工区、B工区ともカワラノギク自生地よりも遷移度が低かったが、2005年には植生管理を停止したB工区で急激に遷移度の高い調査資料が増加し、ハリエンジュが侵入して低木林化した地点の植生調査資料では遷移度が150以上の高い値となった（図3-4-4）。ただし、遷移の傾向が強く見られたB工区であっても2005年になっても遷移度の低い段階を保っている地点も存在していた。

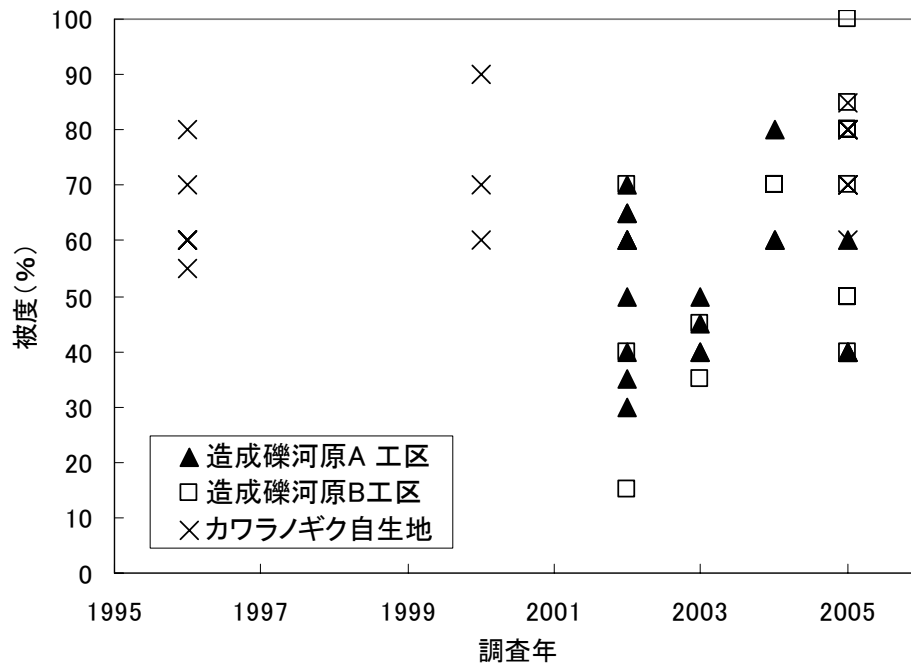


図 3-4-1 調査年と被度の関係

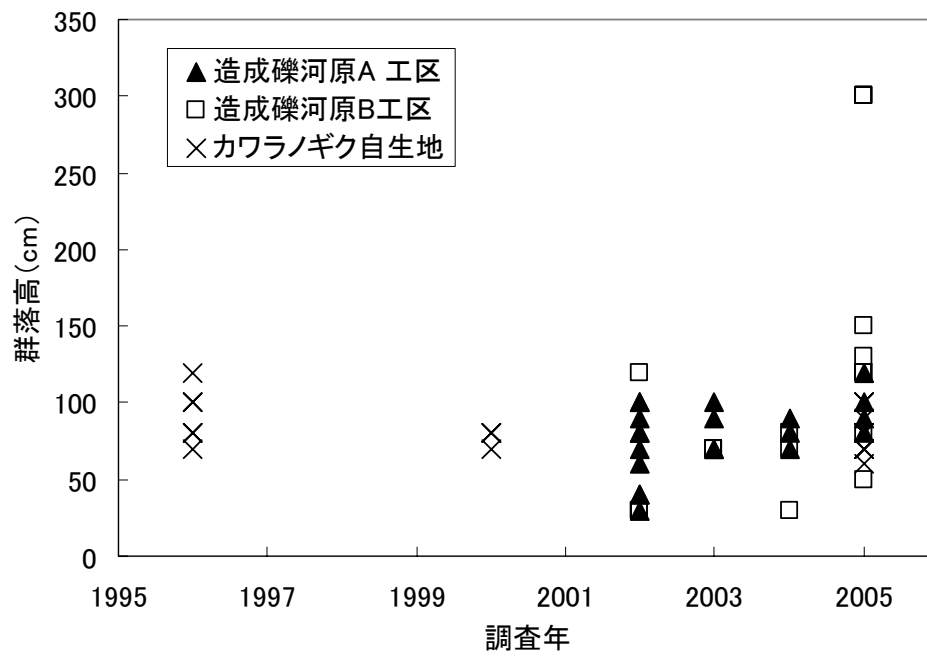


図 3-4-2 調査年と群落高の関係

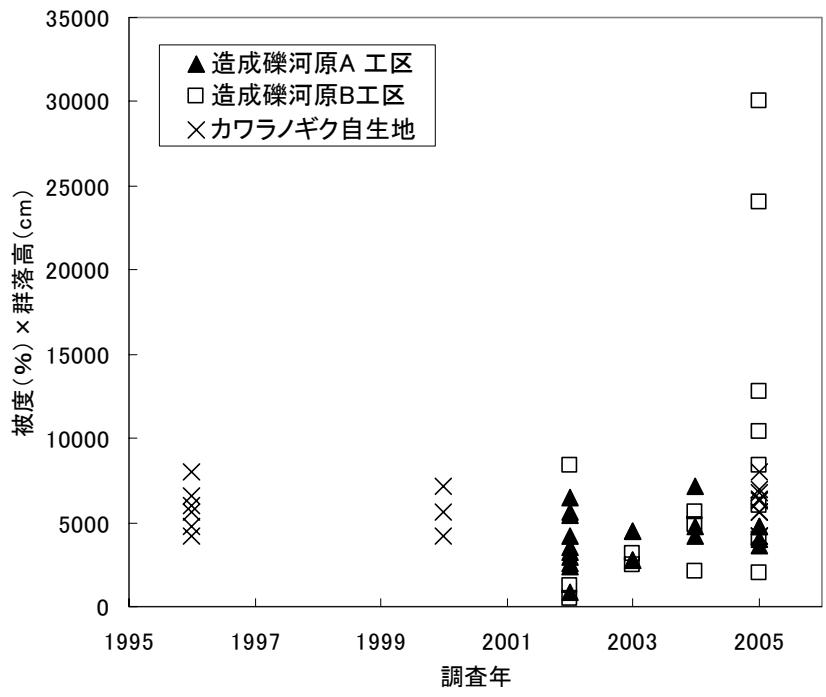


図 3-4-3 調査年と植生量（被度%×群落高 cm）の関係

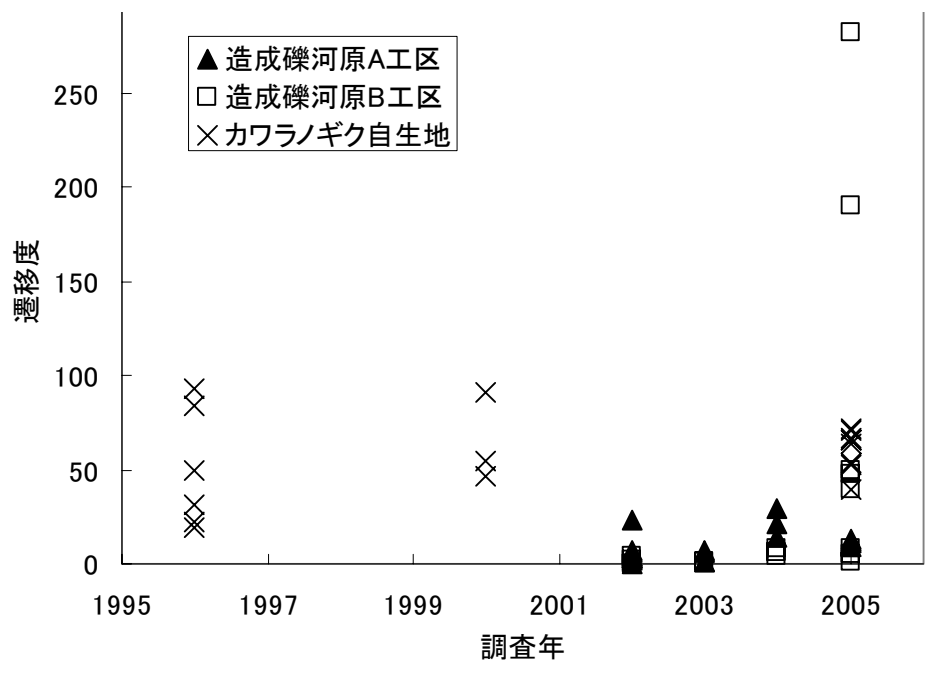


図 3-4-4 調査年と遷移度の関係

(3) 考察

造成礫河原の B 工区では、植生管理を停止した 2005 年から急速に遷移度が増加する地点や、群落高、被度が増加して植生の量が増える地点が増加したが、変化にはかなりのばらつきが見られた。一方、選択的除草が続けられた A 工区ではカワラノギク自生地よりも遷移度が低く、群落高、被度とも低い状態が保たれていた。このことは、人工的に造成した永田地区の礫河原において、植生管理は植生の量の増加や遷移の進行を抑える効果が高いことを示していると同時に、管理を停止した場合には植生の変化が急速に生じる場所と、依然として遷移の進行が進まない場所があることを示している。B 工区において植生の量が急激に増加した場所は、2005 年の秋の植生図でメドハギーヨモギ群落やハリエンジュ群落に変化した場所のデータが中心であった。本報告書 3-2 の解析においてメドハギーヨモギ群落は洪水時に冠水しなかった比高の高い場所に出現していることが明らかになっている。この B 工区における植生変化のばらつきは、比高などの地形条件によっては遷移が進行しにくい場所が存在することも示唆していると考えられる。

ただし、ハリエンジュ群落は出水時に冠水した場所にも出現しており、比高などの地形条件だけでは遷移の進みややすさの違いは説明できない。

3-5. 礫河原の植生が存続しやすい地形条件についての総合的検討

永田地区で人工的に造成した礫河原において、礫河原の一・二年生草本群落であるアキノエノコログサーコセンダングサ群集は当初広い範囲の比高に出現したが、4 年経過後には 2004 年の出水による冠水の影響を受けなかった比高 3m 以上の場所で減少傾向となった。しかし、冠水の影響を受けやすい比高の低い場所であっても、砂が堆積した部分ではオギ群集が徐々に広がっており、アキノエノコログサーコセンダングサ群集の存続には出水による冠水が必要であると同時に、砂の堆積もしにくい条件が必要と考えられた。

ただし、ここで検討したアキノエノコログサーコセンダングサ群集は遷移初期に礫河原に出現する一・二年生草本群落であり、カワラノギクやカワラヨモギなどの河原に特有の植物として知られる植物種が多く出現するタイプの植生はむしろ、さらに遷移が進んだ段階にあると考えられる多年生草本群落のマルバヤハズソウーカワラノギク群集やカワラヨモギーカワラサイコ群集などである。礫河原特有の植生が成立する環境の創出を目標とするならば、このような植生が存続しうる礫河原の条件を検討する必要がある。そこで、永田地区に自生する礫河原の植生（マルバヤハズソウーカワラノギク群集）と同様の立地に成立し、競合する可能性のある群落を検討した。比高と河道からの距離から同様の地形条件に成立する植物群落を抽出した結果から検討すると、マルバヤハズソウーカワラノギク群集の自生地の遷移が進んだ場合、同様の地形条件に成立するススキ群落やオギ群落などの多年生草本群落に変化したのち、オニグルミ群落・ミズキ群落やハリエンジュ群落などの高木群落へと変遷していく可能性が強いと考えられた。

しかし、植生調査資料による礫河原植生の経年変化の解析結果ではカワラノギク自生地の群落の植被率、群落高、遷移度などから見た変化はこの 9 年では少なく、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集は減少／衰退しつつあるとはいえ比較的長い時間、同じ場所で存続しうるということが伺われた。一方、造成礫河原のうち管理を停止した場所では植被率や群落高、遷移度の増加は急激に生じ、自生地のマルバヤハズソウ・カワラノギク群集の変化が少ないのとは対照的であった。ただし、造成礫河原の B 工区での植生変化にはばらつきが大きく、植生量の多いメドハギーヨモギ群落は比高が高く洪水時に冠水を受けなかった場所に出現する傾向があるなどの地形による植生変化の違いも影響していると考えられた。このことは冠水を受けやすい地形条件には遷移が進行しにくい場所が存在する可能性を示唆している。

ただし、ハリエンジュ群落など冠水を受ける場所に出現した遷移度の高い群落もあり、地形だけでは植生変化の影響はすべて説明できない。倉本（1995）はカワラノギクの分布が比高だけではなく表層堆積物の粒径にも影響を受け、礫質の立地に出現することを示している。河川の植生の生育が表層堆積物の状況に影響を受けるとする報告は多い（石川 1988 など）。礫河原の植生の存続しやすい立地を検討するためには、地形条件だけではなく表層堆積物などの条件も検討する必要があると考えられる。

引用文献

- 畠瀬頼子 2001. 多摩川永田地区現存植生図（2000 年秋季）. 河川生態学術研究会多摩川グループ. リバーフロント整備センター, 東京.
- 畠瀬頼子・長岡総子・一澤麻子 2006. 河道修復後が植生の面的変化に及ぼした影響. (河川生態学術研究会多摩川研究グループ編) 多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—, 159-176. (財) リバーフロント整備センター.
- 石川慎吾 1988. 揖斐川の川辺植生 I. 扇状地の仮称に生育する主な種の分布と立地環境. 日本生態学会誌 38 : 73-84.
- 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 15.
- Miyawaki, A. u. S. Okuda 1972 Pflanzensozioologische Untersuchungen über die Auenvegetation des Flusses Tama bei Tokyo, mit einer vergleichenden Betrachtung über die Vegetation des Flusses Tone. Vegetatio 24(4-6): 229-311.
- 長岡総子・畠瀬頼子 2002. 多摩川永田地区現存植生図. 河川生態学術研究会多摩川研究グループ.
- 沼田 真 1978. 植物生態の観察と研究. pp.275. 東海大学出版, 東京.
- 沼田 真編 1977. 群落の遷移とその機構. pp.306. 朝倉書店, 東京.
- 奥田重俊・笠原恵美 1998. 多摩川永田地区現存植生図.
- 奥田重俊・笠原恵美 2000. 植物群落. 「多摩川の総合研究—永田地区を中心として—」(河

- 川生態学術研究会多摩川研究グループ編), pp.437-478. (財) リバーフロント整備センター, 東京.
- 奥田重俊・小舩聡子・畠瀬頼子 1995. 多摩川河川敷の植物群落. 建設省関東地方建設局京浜工事事務所・(財) 河川環境管理財団.
- 奥田重俊・曾根伸典・藤間熙子・富士堯 1979. 多摩川河川敷現存植生図. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- Pianka, E. R. 1973 The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74.
- 曾根伸典 1983. 多摩川河川敷現存植生図. とうきゅう浄化環境管理財団, 東京.
- 高橋俊守・畠瀬頼子・皆川朋子・星野義延. 2005 多時期植生図の解析による河道内植生の変遷に関する考察. *ランドスケープ研究* 68(5): 647-650.

4. 造成礫河原における植生と表層砂礫および土壌との関係

長岡総子・和田美貴代・畠瀬頼子・阿部聖哉・一澤麻子

4-1. はじめに

多摩川中流永田地区（52.4km～51.7km 付近）の左岸側では河床低下、右岸側では土砂堆積に伴う高水敷化によって、河原の複断面化が進行している。高水敷では 1980 年代から外来種ハリエンジュの優占する樹林化が進み（高橋ほか 2005）、カワラノギク、カワラニガナ、カワラヨモギなど由来の礫河原植物は急減している。そのため、礫河原植生の復元を目的に 2001 年からハリエンジュ伐採、高水敷掘削、礫河原の造成、カワラノギクの播種実験などが実施された（島谷ほか 2001；島谷 2003；大島ほか 2003）。

我々はカワラノギクの播種実験区に隣接する造成礫河原において、どのような植生が復元されるか 2002 年からモニタリング調査を実施し、植生の復元過程を調べてきた。その結果、同じ造成礫河原においても異なった植生が成立することが明らかになった。

本研究では 2004 年、2005 年を中心に植生、表層の礫（礫径、マトリックスの割合、礫の埋まり度）、土壌の粒径組成と窒素・炭素含有量、台風による冠水状況などの調査から立地環境や管理が造成礫河原の植生にどのように関係しているかを解析した。

4-2. 調査地と調査方法

（1）調査地

多摩川中流域の永田橋上流における造成礫河原に永久方形区を設置した（図 4-2-1）。礫河原造成工事では掘削後、横断方向に勾配をもたせ（島谷 2003）、スケルトンバケットの細目バケット（礫径は 7.5×10cm）でふるって残った礫を 1 層敷いて礫河原が造成された。造成後、影響の強い外来種の繁茂を防ぐために年 1-2 回の植生管理が実施され、礫河原植生の再生が試みられてきた。

造成礫河原の植生を自然状態の礫河原と比較するために、より上流に位置する福生大橋付近のカワラノギクが残存する 53km 地点（以後、カワラノギク自生地と呼ぶ）およびカワラサイコ、カワラナデシコ、カワラヨモギなどの礫河原植物が比較的よく残存するカワラヨモギ-カワラサイコ群集の分布する（奥田ほか 1979；曾根ほか 1991）下流の 37km 地点付近の四谷本宿堰対岸付近（以後、四谷堰地区と呼ぶ）における調査をあわせて実施した（図 1-1, 4-2-2～4-2-3）。

永田地区においては 2004 年 10 月に大きな冠水があったが、カワラノギク自生地と四谷堰地区の調査地においてはこの間、冠水はなかった。

(2) 調査方法

1) 永久方形区による植生調査

植生調査は 2004 年および 2005 年の 5 月、8 月、10～11 月の計 6 回実施された。設置された永久方形区は流路と平行な 2m×80m を 2 本 (PQ7、PQ8)、流路と垂直な 2m×15m を 1 本 (PQ9)、計 3 本である (図 4-2-1)。

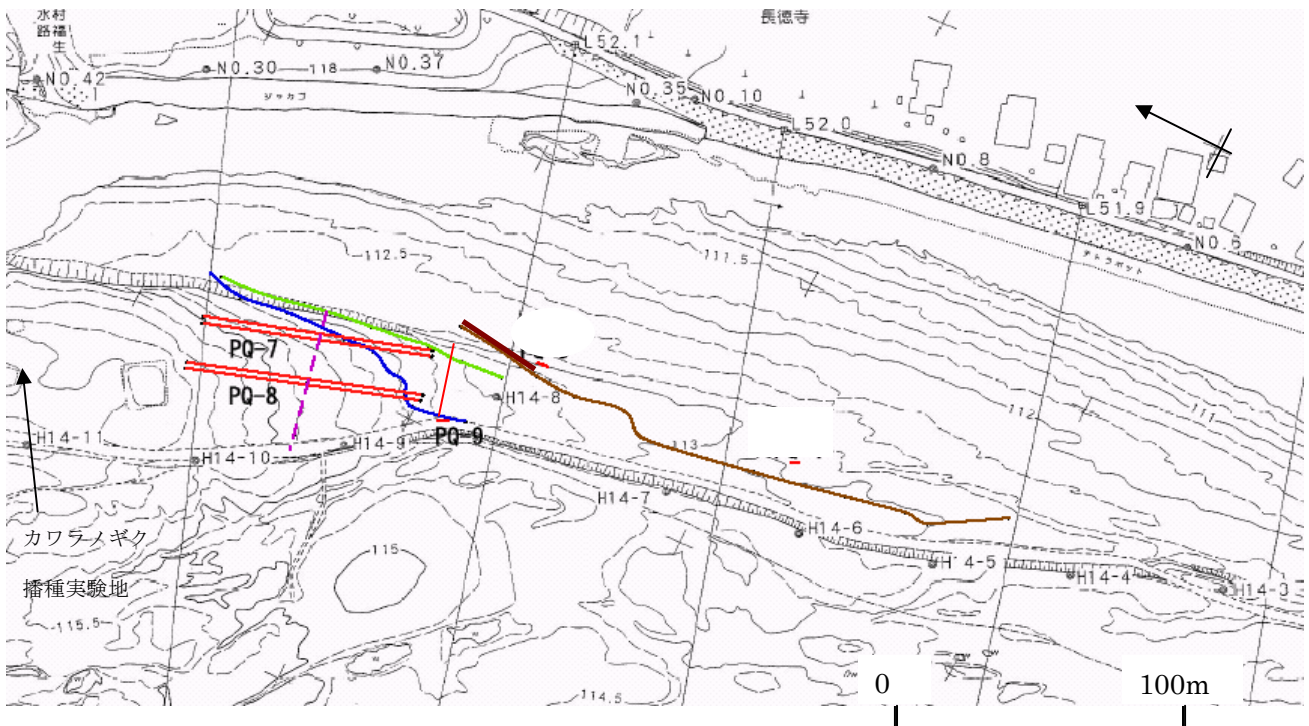


図 4-2-1. 永田地区調査地

赤；コドラート位置、紫；管理 1 回区（下流側）と 2 回区の境界線

青；2004 年秋の冠水域（調査地周辺）、茶；砂 20cm 以上堆積ライン

河川生態学術研究 多摩川グループ（2002）の地図をもとに作成

自然礫河原のカワラノギク自生地では 2m×24m の永久方形区を 2 本 (PQ1、PQ2) 設置し (図 4-2-2)、2004 年 8 月に植生調査を行った。下流の四谷堰付近 (37.6km～37.4km) では 2m×10m (YO1)、2m×20m (YO2)、2m×30m (YO3) の計 3 本の方形区を設置し (図 4-2-3)、2005 年 8 月に調査を実施した。

これら永久方形区を 2m×2m のサブコドラートに分け (PQ7 と PQ8 では下流側から No.1～No.40、PQ9 では流路側から No.1～No.15)、各サブコドラートにおける全出現種の被度 (%)、草丈、サブコドラート全体の植被率および群落高を測定した。

経年変化についての 2002 年と 2003 のデータは、河川生態学術研究会 多摩川グループのデータ(一澤ほか 2006)を引用した。

2) 永田地区における植生管理

2002年から2003年まで、礫河原植生再生のために植生管理を実施し、管理効果を見るため年2回管理区(6月と9~10月)と年1回管理区(9~10月)に分けた。

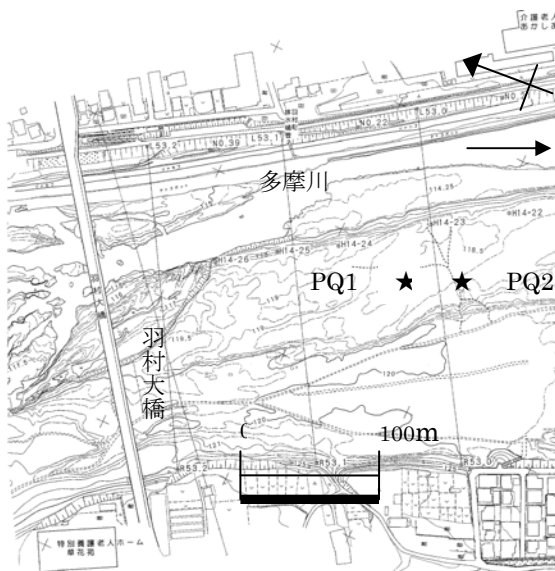


図 4-2-2. カワラノギク自生地調査地(注1)

注1. 河川生態学術研究 多摩川グループ (2002) の地図をもとに作成。



図 4-2-3. 四谷堰地区調査地(注2)

注2. 国土地理院発行1万分の1地形図(国分寺、府中、立川、豊田)をもとに作成。

管理内容は高さ30cm以上の繁殖力の強い外来草本(ヒメムカシヨモギ、セイタカアワダチソウ、オオアレチノギク、メマツヨイグサ、クワイモ、オオブタクサ、ビロードモウズイカ、ヒメジョオン、ケアリタソウ、オニウシノケグサ)の抜き取りおよびハリエンジュの根際からの伐採である。

管理1回区と管理2回区の境界線はPQ7とPQ8の中央部に当たる(図4-2-1)。したがってPQ7とPQ8の下流側半分(PQ7とPQ8のサブコードラートNo.1~No.20)までとPQ9の全域は管理1回区、PQ7とPQ8の上流側半分(PQ7とPQ8のサブコードラートNo.21~No.40)までが管理2回区である。

しかし、2004年には管理1回区での高茎草本やハリエンジュの成長が著しかったため、全域を年2回管理区にした。2005年にはメンテナンスフリーを目指して管理を全域において中止する試みを行った。これら管理の違いが植生にどのように影響したかを解析した。

3) 表層砂礫の調査

以下の①から③の項目についてPQ7、PQ8の各20サブコードラート、PQ9の7サブコードラートにおいて2004年12月~2005年2月に調査を実施した。比較のためのカワラノギク自生地においては2005年2月に、四谷堰地区(37.6km~37.4km)においては2006年

3月に実施した。

①礫径の測定

多摩川中流域におけるカワラノギクは粒径 2cm 以上の礫からなる河原に立地する(倉本 1995)。そのため、長径 2cm 以上の礫を対象に礫径を測定した。礫の調査に関しては線格子法(島津 1990)があるが、②、③などとの関連をみるために、各サブコドラートの四隅に 50cm 四方の枠を設定し、枠線内および枠線にかかるすべての表層の礫を測定した。

②細粒物質の割合

50cm 四方の枠内において長径 2cm 未満の礫、砂、シルトなどの細粒物質(以下マトリクスという)によって覆われている表層の面積の割合を目測した。

③礫の埋まり度の判定

小玉(1994)は砂礫堆表面における砂礫の堆積状況を、礫ばかりが見える区域、砂だけが見える区域、礫が砂の堆積面に点在している区域など、礫と礫間を埋める細粒物質との状況を 5 タイプに区分している。また山本ほか(2000)は河床砂礫を透かし礫層、礫間にマトリクスを含む礫層、表層細粒土層に 3 区分した。これらを参考にして、表層礫と植生との関係を見るために、表層礫を以下の 3 型に分類し、①の礫径の測定と同様の 50cm 四方の枠内において、礫の各型の割合を目測し、4 枠の平均値をサブコドラートごとに算出した。

1 型：礫が浮き石状態

2 型：礫体積の 2 分の 1 未満がマトリクスに埋まる

3 型：礫体積の 2 分の 1 以上がマトリクスに埋まる

4) 土壌粒径の測定

コドラート PQ7、PQ8 の奇数番目のサブコドラートに接する合計 40 箇所の地点において、表層から 10cm の深さで、礫間を充填する土壌を約 50cc 採取した。礫が密で土壌が硬く 10cm の深さまで掘れなかった一部の地点では深さ 5cm から採取した。採取した土壌は、採取当日は冷蔵庫に保管し、翌日から 60℃で 48 時間乾燥した。測定は直径 2mm より細かい粒径の部分について行った。土壌の小さな塊を手で丁寧に壊した後、ふるいの直径が 5cm、網目の開きがそれぞれ 0.425mm、0.075mm の小型のふるいを用いてふるい分け、それぞれの網目を通過した粒子を電子上皿天秤により秤量し、全重量に対する百分率で示した。粒径区分は、土質工学会の基準(>2mm:礫、2-0.425mm:粗砂、0.425-0.075mm:細砂、0.075mm>:シルト・粘土)に従った。

5) 全炭素と全窒素含有量

粒径の測定に供した土壌のうち、粒径が 0.425mm より細かい分画を用いて全炭素、全窒素含有量を C/N アナライザー(SUMIGRAPH 住化分析センター 東京)で測定

した。粒径が 0.425mm より大きい分画では全炭素・窒素含有量が極めて少ないことを、筆者は別の土壌の測定で確認している。そこで、測定値は粒径が 0.425-2mm の分画を含めた堆積物 100g あたりの重量に換算して示した。

6) 冠水状況

永田地区では 2004 年 10 月 8 日の台風 22 号により調査地の一部が冠水した。コドラート地点での冠水状況をみるために以下の①から④の項目について 2004 年 12 月に調査した。

- ①ゴミの痕跡から冠水範囲を測量
- ②侵食により内陸側に形成された新たな崖ラインの測量
- ③各サブコドラートにおける冠水面積の割合、ゴミの痕跡から冠水の深さを測定
- ④台風による砂 20cm 以上の堆積ラインを測量

測量は、河川生態学術研究会多摩川グループ作成の永田地区ベースマップ上に記載された各基点から、レーザー距離計 Impulse、レーザー距離計 Impulse 用コンパスモジュール MapStar(レーザーテクノロジー社)を用いて行った。

7) 写真による表層礫の評価

現地調査の際に礫径などを実測するよりも簡便に表層砂礫の状態を評価する方法の検討をこころみするため、地表面の写真を用いた表層礫の評価方法の検討を行った。PQ7 および PQ9 の表層砂礫の調査の際に、調査箇所の上、高さ約 120cm の位置からデジタルカメラを用いて地表面の写真を撮影した。写真撮影の際には地表に巻尺などを設置し、写真からスケールが読み取れるようにした。PQ7 および PQ9 のみでは評価に用いるデータが比較的大きな礫の堆積した場所に偏ってしまうため、同様の表層砂礫の調査と写真撮影をより細かい礫や細砂が堆積している造成礫河原の比高の低い部分や隣接する低水敷において行った。

撮影した写真は Adobe 社の画像処理ソフト Photoshop Elements2.0 を用いて次のような手順で解析を行った。

- ①真上からとった地表面の写真画像を、50cm×50cm サイズに切り抜く。
- ②写真画像をグレースケールにする。
- ③写真画像を閾値 10%、25%、50%、75% の 4 段階に設定して二階調化する。
- ④二階調化により得られたそれぞれの画像の画素数につき黒色／白色の割合を計算し、その結果を現地調査により得られた礫数および平均礫径と比較することにより礫サイズの指標になるか検討する。



写真 4-2-1 写真画像の例（グレースケール）

4-3. 結果

（1）造成礫河原に成立した植生

1) 優占種と季節変化

2004年8月の被度と高さから各コドラート全体の優占度（沼田 1978）を算出した。

優占度(SDR)=(C'+H')/2 (C'；被度比数、H'；高さ比数)

その結果 PQ7、PQ9 では在来種のマルバヤハズソウがもっとも高く、次いでカタバエノコロ、ヒメムカシヨモギが高かった（表 4-3-1）。いずれも 1・2 年生草本で礫河原に多い植物である。マルバヤハズソウやカタバエノコロは低い草丈にもかかわらず高い優占度を示した。しかし、PQ8 ではヒメムカシヨモギ、カタバエノコロに次いで多年生草本のヨモギが多く、イヌコリヤナギ、コゴメヤナギなどヤナギ類木本種の優占度も高かった。造成前に伐根した外来種のハリエンジュは根絶されることなく根萌芽により、PQ7、PQ8 で再び上位ランクに入った。

2004年5月から2005年10月までの被度変化（図 4-3-2）では PQ7、PQ8 でマルバヤハズソウが 2004年10月までは多かったが、その後急減した。その他 PQ7 ではメドハギ、ススキ、PQ9 ではオニウシノケグサ、ヨモギ、イヌコリヤナギなどが増加した。PQ8 では 2004年に多かったカタバエノコロが 2005年には急減し、変わってヨモギが急増した。全体的に 2005年には多年生高茎草本のヨモギ、メドハギが増加し、1・2年生低茎草本のマルバヤハズソウの減少が目立った。

2) 経年変化と管理

全出現種の被度と高さの積を植生量として、各サブコドラートにおける 2002年～2005年の経年変化を 8月の調査データから比較した（図 4-3-3a～4-3-3c）。その結果、造成後 1年目の 2002年には全体的に植生量が 2000以下のサブコドラートが多く、主要種はシロザ、オオブタクサ、カタバエノコロなど 1・2年生草本であった。

表 4-3-1. 永久方形区における優占種 (2004.8)

| PQ7 | | | PQ8 | | | PQ9 | | |
|--------------|----|-----------|------------|----|-----------|----------|----|-----------|
| 種名 | 区分 | 優占度 (SDR) | 種名 | 区分 | 優占度 (SDR) | 種名 | 区分 | 優占度 (SDR) |
| 1 マルバヤハズソウ | ○ | 70.6 | ヒメムカシヨモギ | △ | 85.3 | マルバヤハズソウ | ○ | 84.9 |
| 2 ヒメムカシヨモギ | △ | 61.8 | カタバエノコロ | ○ | 72.7 | カタバエノコロ | ○ | 54.1 |
| 3 カタバエノコロ | ○ | 52.8 | ヨモギ | ● | 39.4 | ヒメムカシヨモギ | △ | 53.6 |
| 4 オオアレチノギク | ○ | 36.8 | マルバヤハズソウ | ○ | 32.4 | ススキ | ● | 35.0 |
| 5 メドハギ | ● | 29.8 | イヌコリヤナギ | ■ | 19.8 | オニウシノケグサ | ● | 30.4 |
| 6 ススキ | ● | 29.5 | コゴメヤナギ | ■ | 16.7 | オオアレチノギク | △ | 26.8 |
| 7 カワラノギク | ▲ | 23.2 | ケアリタソウ | ○ | 15.6 | メマツヨイグサ | ▲ | 22.6 |
| 8 セイタカアワダチソウ | ● | 22.4 | オオアレチノギク | △ | 15.4 | メドハギ | ● | 16.6 |
| 9 メマツヨイグサ | ▲ | 18.4 | ススキ | ● | 14.1 | オオブタクサ | ○ | 13.8 |
| 10 ヨモギ | ● | 18.0 | マスクサ | ● | 12.8 | ヨモギ | ● | 12.0 |
| 11 コゴメヤナギ | ■ | 15.4 | ハリエンジュ | ■ | 12.3 | ツルヨシ | ● | 12.0 |
| 12 ハリエンジュ | ■ | 15.4 | メマツヨイグサ | ▲ | 12.0 | カモジグサ | ● | 11.7 |
| 13 オニウシノケグサ | ● | 9.5 | ククイモ | ● | 11.7 | タケニグサ | ● | 11.2 |
| 14 アオスゲ | ● | 8.9 | メドハギ | ● | 11.2 | イヌドクサ | ● | 9.1 |
| 15 ケアリタソウ | ○ | 7.9 | セイタカアワダチソウ | ● | 10.5 | イヌコリヤナギ | ■ | 8.4 |

○:1年生草本 △:越年生草本 ▲:2年生草本 ●:多年生草本 ■:木本

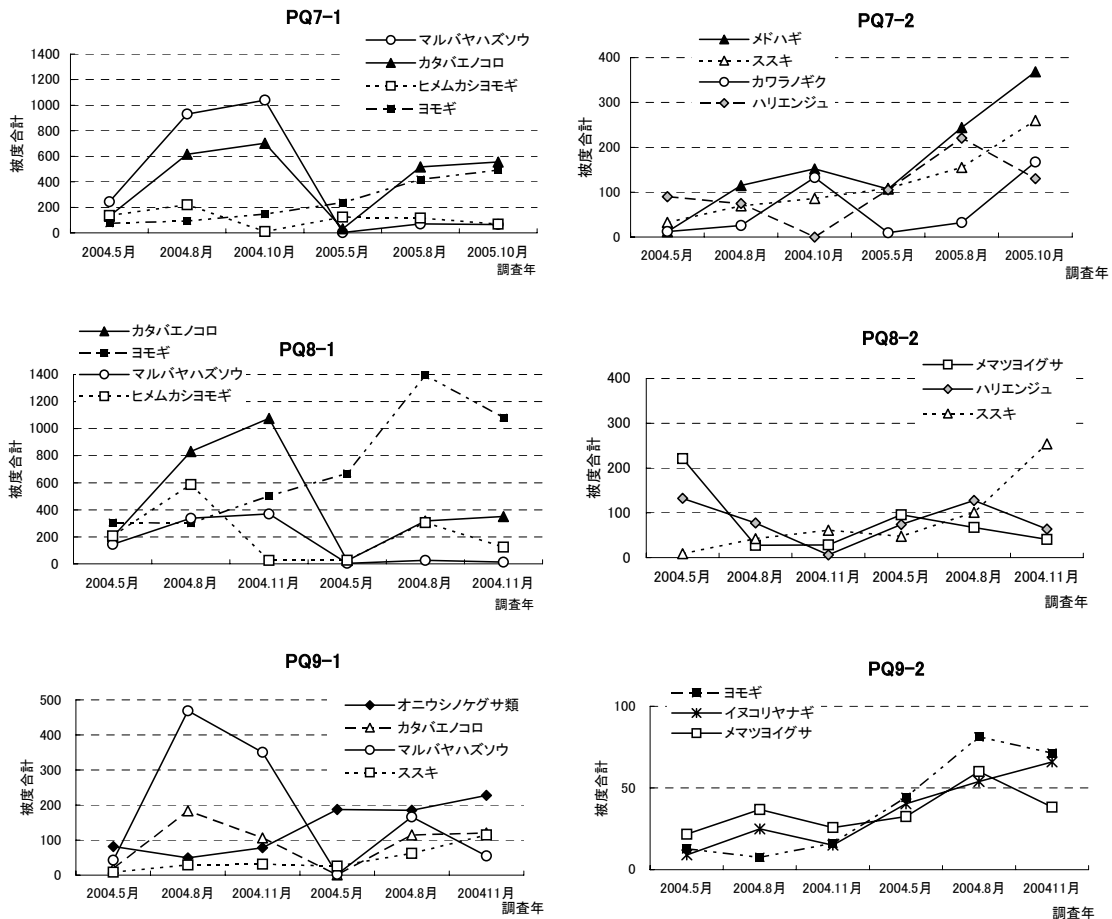


図 4-3-2. 主要種の季節変化

除草・伐採が9月にのみ実施された管理1回区では1・2年生外来高茎草本オオブタクサや木本外来種ハリエンジュの植生量が高かったが、6月と9月に管理が実施された管理2回区では高茎草本が減少し、変わって在来の1・2年生草本カタバエノコロやシロザが優占した。

造成後2年目の2003年には管理1回区の植生量が4000以上に増加し、特にPQ8が高かった。優占種は外来の1・2年生草本メマツヨイグサ、ヒメムカシヨモギで、2002年秋に伐採されたハリエンジュは2003年8月には前年よりさらに植生量が増大した。

管理2回区では前年ロゼットをつくっていたメマツヨイグサが2003年6月には40cm以上の草丈で優占したため除草され、優占種はカタバエノコロ(PQ7)、ヒメムカシヨモギ(PQ8)になり、植生量は4000以下と管理1回区に比べてはるかに少なく、管理効果が顕著に表れた。

2004年には、管理1回区において外来種高茎草本が繁茂したため、全域を6月と9月の管理2回区にした。その結果、植生量は全体的に減少し4000以下になった。しかし出現種には以下のような差が生じた。

i) PQ7中央部(サブコドラートNo.15~30)とPQ8最下流部(サブコドラートNo.1~8)

およびPQ9には1・2年生草本で在来河原植物のマルバヤハズソウ優占群落ができ、

ii) PQ7上流側では多年生草本のメドハギが増加した。

iii) 隣接するカワラノギク播種実験地から種子散布されたカワラノギクはPQ7で被度が大きく(図4-3-4)、開花個体も多かった。

iv) 最下流部を除くPQ8ではヨモギ、ヒメムカシヨモギ、カタバエノコロなどが優占した。

2005年にはメンテナンスフリーを目指して全域において管理が実施されなかったが植生量、優占種に以下のような傾向が生じた。

i) PQ7中央部(サブコドラートNo.15~30)には植生量が2000~4000と少ない低茎草本群落が維持され、他の部分では植生量が増大し、特にPQ8では10000前後になった。

ii) PQ7下流部ではハリエンジュとヨモギの優占群落、PQ7中央部では前年のマルバヤハズソウに替わってカタバエノコロが優占する低茎草本群落、PQ7上流部ではメドハギ、オオアレチノギク、ヒメムカシヨモギなどの高茎草本群落など分化の傾向が強まった。

iii) PQ8の中央部から上流側の部分に、草丈1mを超えるヨモギとメドハギが優占する植生量の高い高茎草本群落が形成された。

iv) PQ9では外来種の多年生草本オニウシノケグサ、河川に多い木本のイヌコリヤナギの植生量が増大した。

以上造成当初の2002年から2003年までは外来種1・2年生草本が優占し、管理の差による植生量や優占種の違いが顕著であった。管理2回区に統一した2004年には植生量の差は見られなかったものの、コドラート、サブコドラートによる優占種の違いが生じた。管理が実施されなかった2005年には植生量、優占種ともに顕著な差が生じている。した

がって植生には管理の有無および回数に加え、立地環境など管理以外の他の要因も影響していることが明らかになった。

PQ7

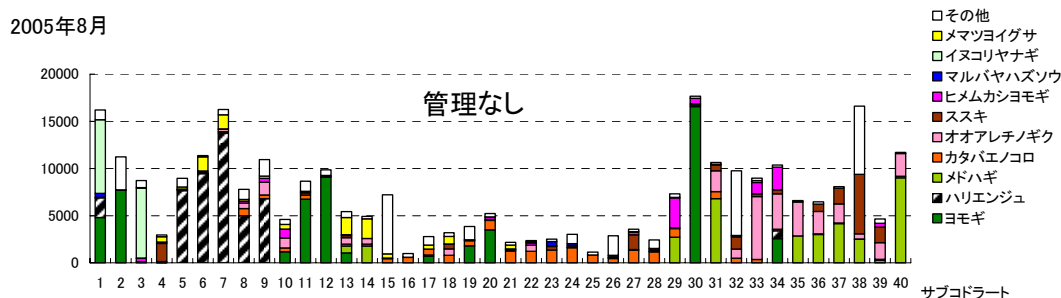
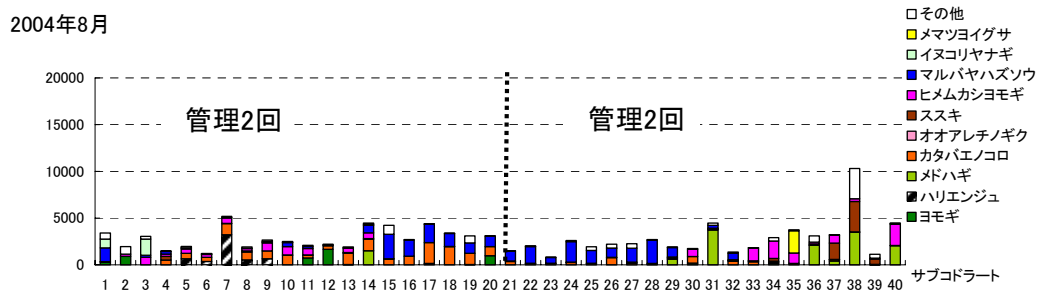
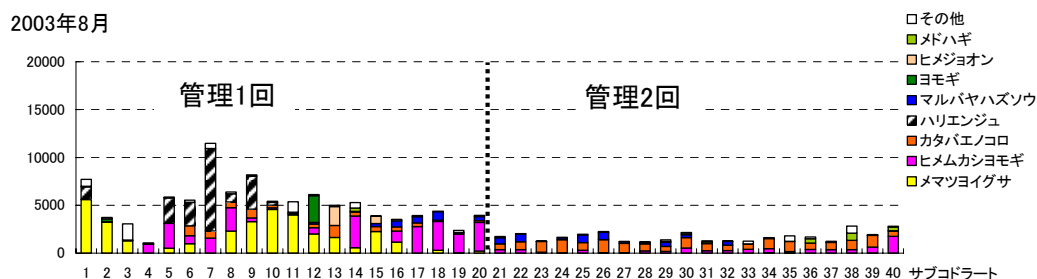
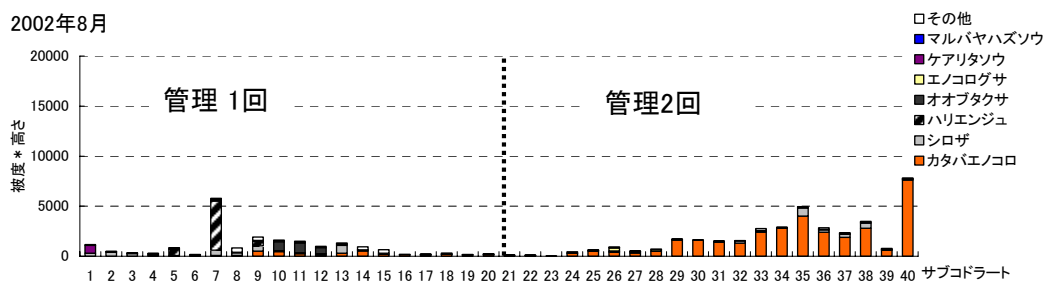
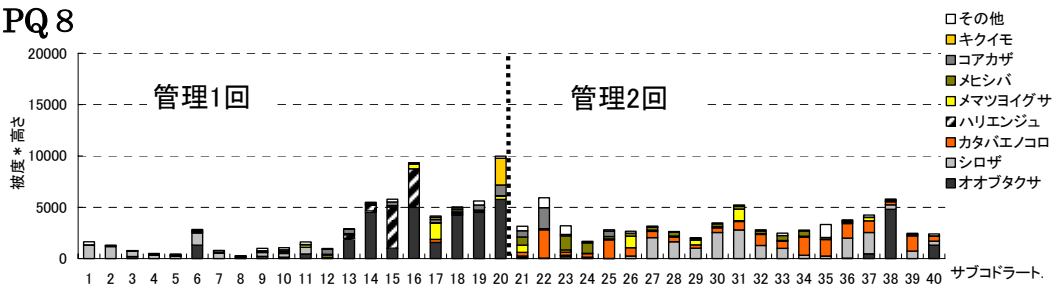
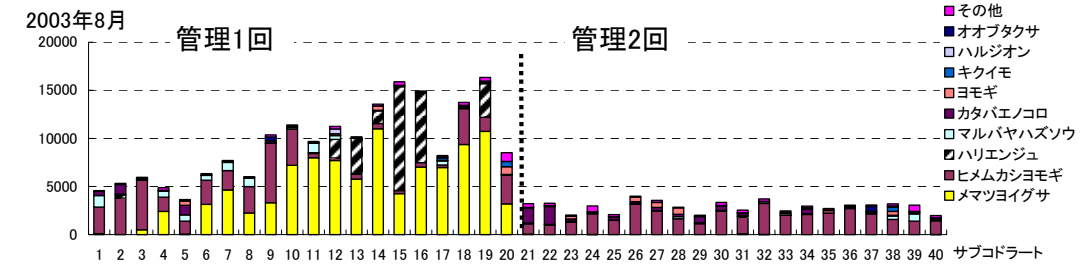


図 4-3-3a. PQ7 における植生の経年変化

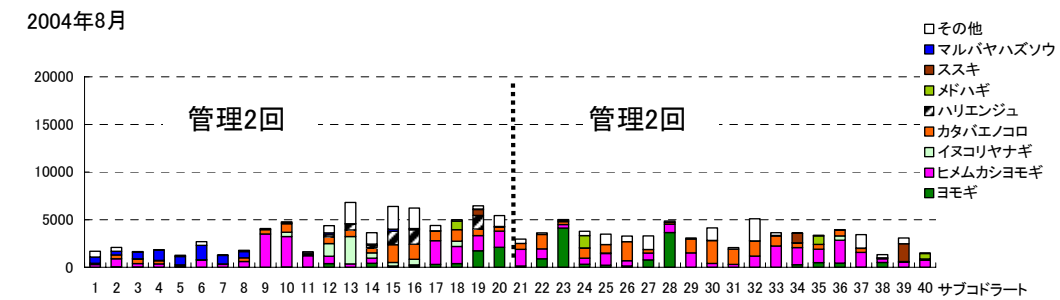
PQ 8



2003年8月



2004年8月



2005年8月

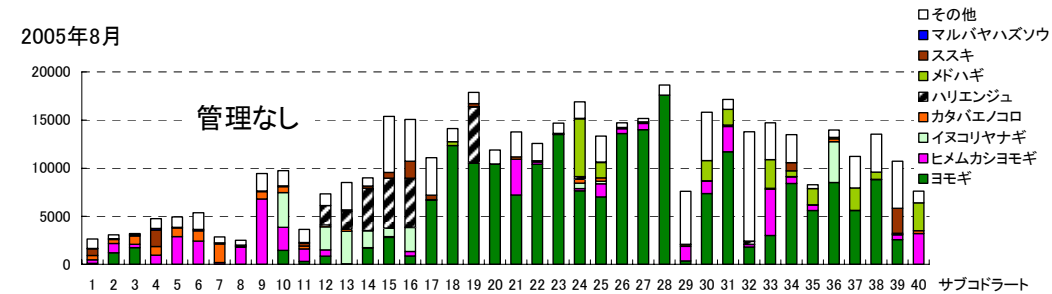
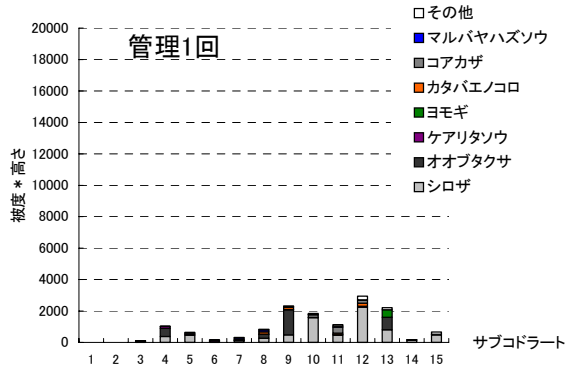


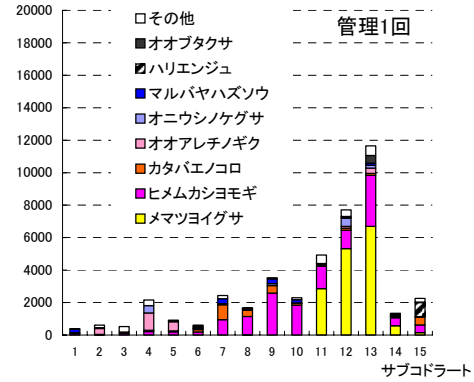
図 4-3-3b. PQ8 における植生の経年変化

PQ9

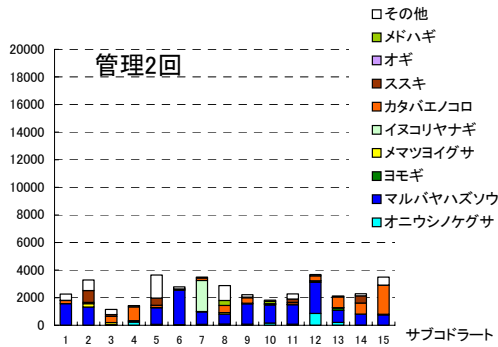
2002年8月



2003年8月



2004年8月



2005年8月

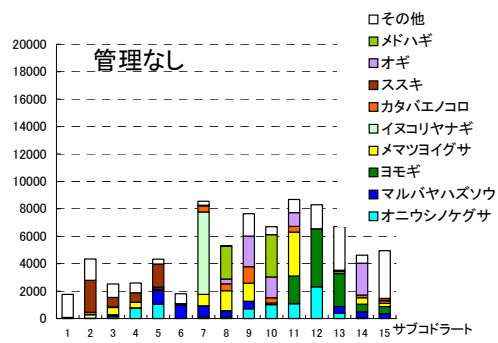


図 4-3-3c. PQ9 における植生の経年変化

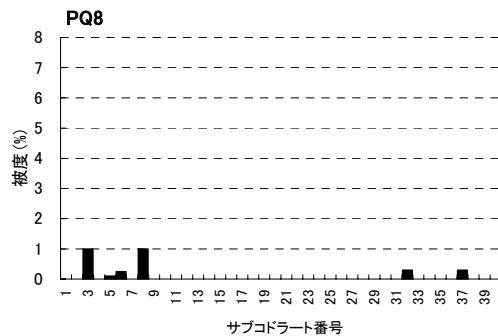
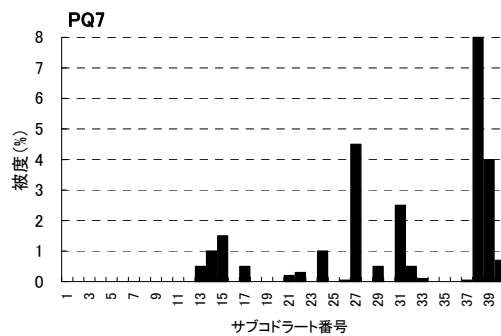


図 4-3-4. カワラノギクのサブドラート別被度 (2004年8月)

3) 植生タイプ

全域を管理2回区にした2004年に優占種の違いが見られたため、Braun-Blanquet (1964)の被度階級で表した組成表を作成し、群落区分を行った(表4-3-2)。被度(%)を森林立地調査法編集委員会編(1999)のKent & Coker (1993)の換算法を用いて被度階級に変換し、優占種を考慮して区分した。

その結果、PQ7、PQ8、PQ9の計95サブコドラートはツルヨシ型、マルバヤハズソウ型、カタバエノコロ型、メドハギ型、ヨモギ型、ハリエンジュ型の6型に区分された。各植生タイプの2004年および2005年の遷移度を沼田(1977、1978)による以下の式を用いて算定した(図4-3-5)。

$$\text{遷移度 (DS)} = \frac{\sum(l \times d)}{n} \times v$$

l : 種の生存年限、 d : 種の優占度 (SDR)、 v : 植被率、 n : 種数

①ツルヨシ型

PQ9のもっとも流路に近い低水敷にかかる部分に成立し、洪水に強い多年生草本のツルヨシ、水辺に生育するオオイヌタデ、アメリカセンダングサによって区分された。その他マルバヤハズソウ、カタバエノコロ、ヒメムカシヨモギなど1・2年生草本が多く、遷移度は6タイプの中でもっとも低かった(図4-3-5)。

②マルバヤハズソウ型

礫河原に多い1年生草本のマルバヤハズソウの被度が3から4と高く、他に同じく1年生草本のカタバエノコロの被度が高かった。植生高50cm以下の個体が多く高茎草本は少ない。隣接の播種実験区から種子散布されたカワラノギクが定着し、礫河原の先駆的植生であるマルバヤハズソウ-カワラノギク群集(奥田1978)に似るが、この群集に混生する礫河原特有のカワラハハコ、カワラヨモギなどは出現していない。カワラヨモギはコドラート外に1個体生息した。被度・高さは低いもののコゴメヤナギ、トキワサンザシ類(ピラカンサ)、ノイバラ、ユキヤナギなど木本種の出現もみられたが、2005年に遷移度の上昇はみられなかった。PQ7の中央部とPQ8の下流部がこのタイプに含まれた。

③カタバエノコロ型

PQ7の下流部とPQ9が含まれ、マルバヤハズソウ、カタバエノコロが優占するタイプである。イネ科多年生草本の外来種オニウシノケグサにより区分された。1年生草本の外来種ビロードモウズイカ、ヒメムカシヨモギ、木本種のハリエンジュ、イヌコリヤナギなどが混生する。2005年にはこれら木本種、およびオニウシノケグサ、ヨモギの増加によって遷移度が上昇した。

④メドハギ型

水面からの比高が高くなるPQ7の上流部で、多年生草本のメドハギにより区分された。

マルバヤハズソウの被度は低く、ススキが被度 2 から 3 で混生する。植被率の平均は 36% と低く、木本種の侵入が少ない。隣接の播種実験区から種子散布されたカワラノギクの開花個体はこの部分と前述のマルバヤハズソウ型に特に多かった (図 4-3-4)。

⑤ヨモギ型

多年生高茎草本ヨモギ、1・2 年生高茎草本ヒメムカシヨモギが優占し、多年生草本のマスクサ、外来種の多年生高茎草本キクイモ、木本種のハリエンジュ、トキワサンザシ類 (ピラカンサ) などが混生する。PQ8 の大部分がこのタイプに含まれた。2005 年にはヨモギが急成長し全体の植被率も増加したことから遷移度は上昇した。

⑥ハリエンジュ型

ハリエンジュのみ生育する部分とイヌコリヤナギ、コゴメヤナギなどヤナギ類とハリエンジュが混生する部分が含まれ、PQ7 と PQ8 の一部に成立する。木本類の被度が高く、群落高も 1m 近いため、遷移度は他のどのタイプよりも高い値を示した。

以上、造成後 3 年目の 2004 年 8 月、造成礫河原では 6 タイプの植生が成立した。

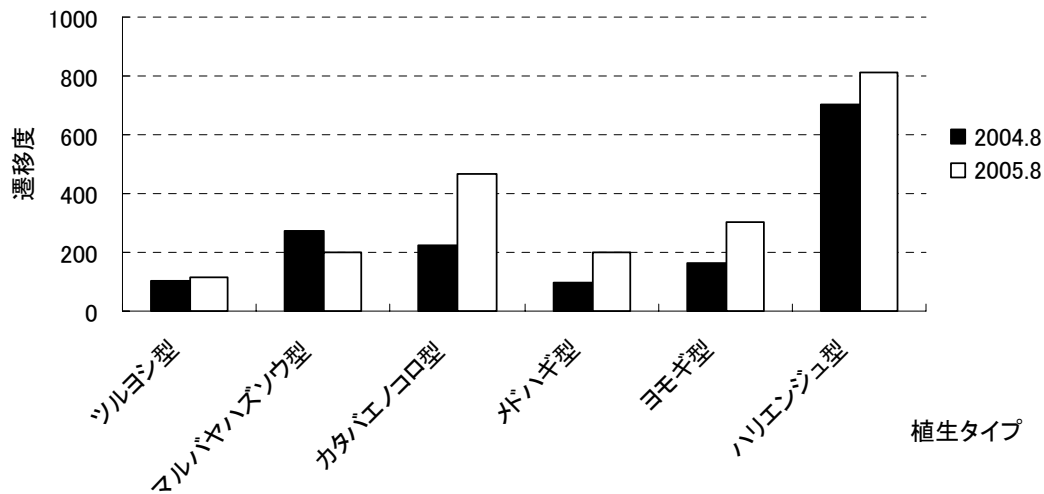


図 4-3-5. 各植生タイプの遷移度

(2) 表層の礫

表層の礫のうち 2cm 以上の礫の長径を測定した結果、造成礫河原 PQ7、PQ8 の 20 箇所のサブコドラートでは、13~15cm に集中し、サブコドラートやコドラートによる大差は見られなかった (図 4-3-6)。しかし PQ9 の低水敷部分の No.1~3 では礫径は小さく 5~8cm に集中した。

上記 2cm 以上の礫が浮き石状態か、2cm 以下の礫、砂、シルトなどのマトリクスによって埋まっているか、礫の埋まり度タイプを調べた結果 (図 4-3-7)、PQ7 の下流部 (No.1~9)、PQ8 の No.1、15、21~35 および PQ9 の No.7~15 では礫体積の 2 分の 1 以上がマトリクスに埋まっている 3 型礫が 50%前後の高い割合を示した。マトリクスに埋まらない 2 型および 1 型礫が高い割合を示したのは PQ7 の中央部 (No.13~38)、PQ8 の下流側 (No.3~13)、PQ9 および PQ9 の低水敷部分 (No.1~3) であった。

2cm 未満の礫、砂、シルトなどのマトリクスがサブコドラート中に占めている割合と 2cm 以上の礫数をみると (図 4-3-8)、PQ7 の最下流部 (No.1~3) と PQ9 の No.5~11 ではマトリクスが表面積の 50~90%前後を被い、表層はほとんど砂で被われている。しかし、PQ7 のサブコドラート No.5~38 ではマトリクスの割合は表面積の 10%以下と少なく表層は円礫によって占められている。

(3) 冠水状況

2004 年 10 月の台風による冠水範囲をゴミ、流木類の痕跡から、冠水の水深を植物に絡まるゴミの高さによって推定し、サブコドラートごとの冠水面積の割合および水深を測定した (図

4-3-9)。その結果、PQ7においては、下流側のサブコドラート No.1~12 までは 100%冠水し、No.14 では 60%、No.17 から上流側は冠水を受けていなかった。水深は PQ7 のもつとも下流側(サブコドラート No.1)で 1m に及び、No.4 では 40cm、No.11~16 で 20cm 程度と上流に行くに従い浅くなった。PQ8 ではほとんど冠水していなかったが PQ9 は低標高の部分に相当するため、全域が冠水し、砂の堆積がみられた(図 4-3-1)。

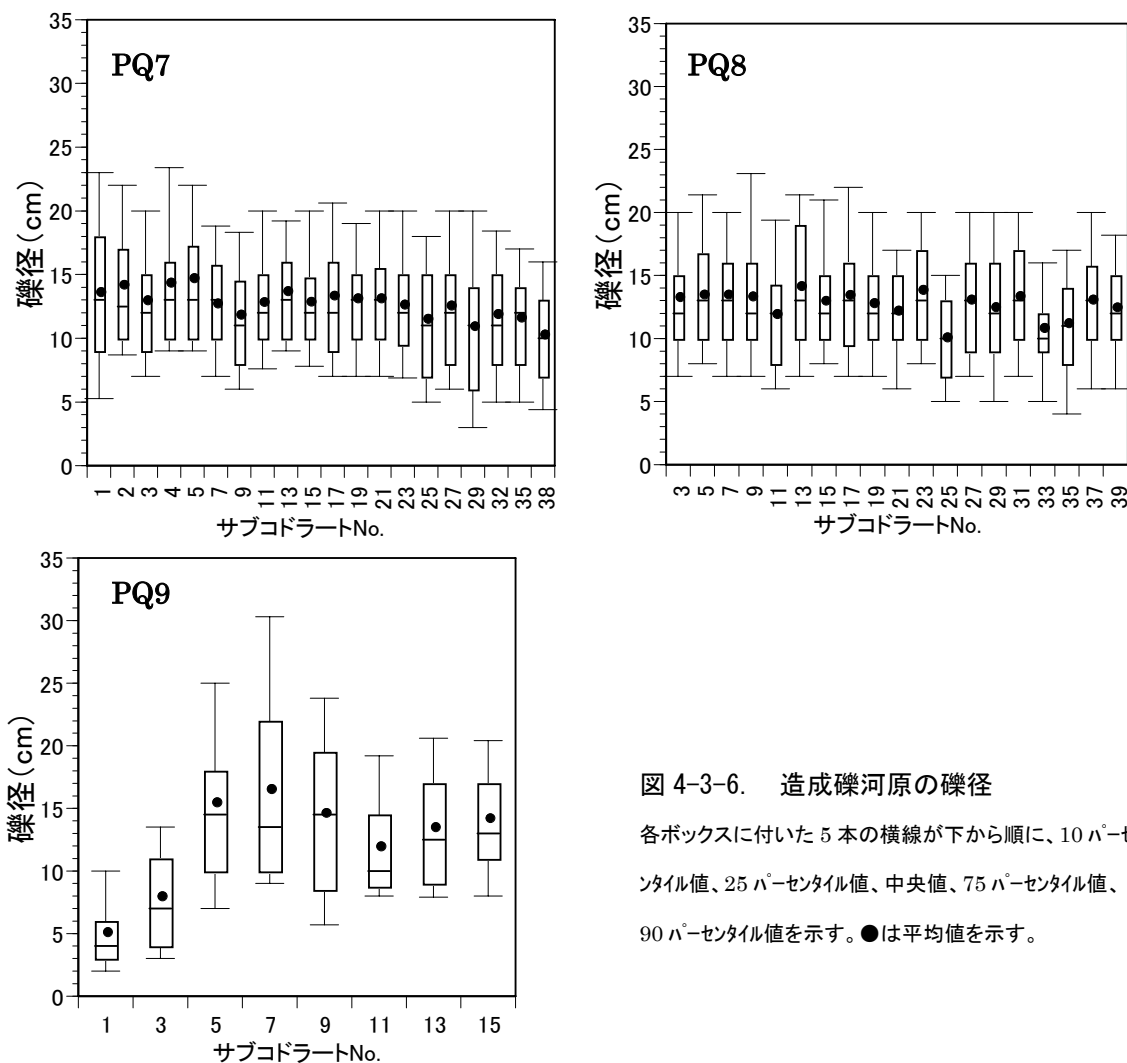


図 4-3-6. 造成礫河原の礫径

各ボックスに付いた 5 本の横線が下から順に、10 パーセント値、25 パーセント値、中央値、75 パーセント値、90 パーセント値を示す。●は平均値を示す。

(4) 植生と表層砂礫の関係

造成河原の植生タイプと立地環境との関係を見るために、各サブコドラートの礫の長径、礫数、マトリクスの割合、礫の埋まり度タイプ (1 型、3 型) の割合、礫数を説明変量として主成分分析 (PCA) を行った (図 4-3-10)。その結果、第 1 主成分にはマトリクスの割合および礫の埋まり度の寄与率が高く、両者の数値が高ければ第 1 主成分の値が高く、第 2 主成分には礫径の寄与率が高く、礫径が小さいと第 2 主成分は負の値となるという正の相関が得られた (表 4-3-3)。第 1 主成分と第 2 主成分の累積寄与率は 73.2%であった。

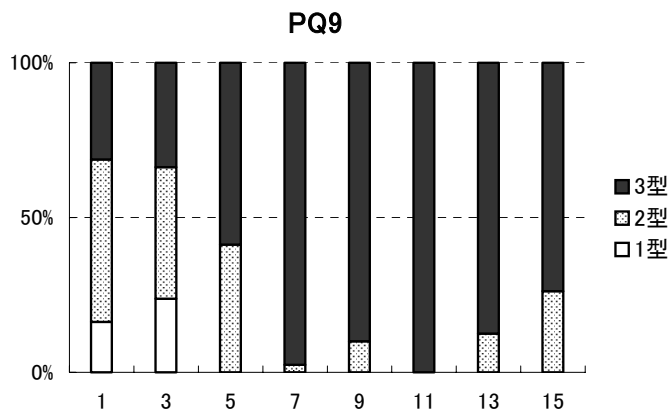
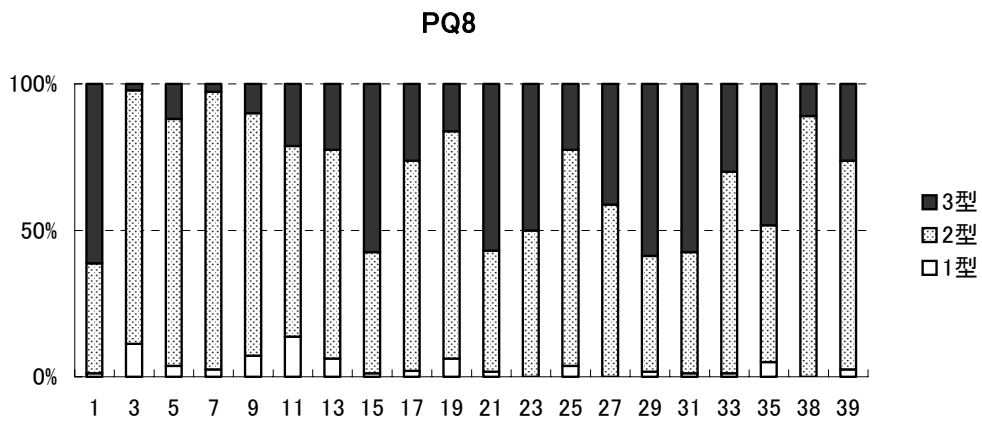
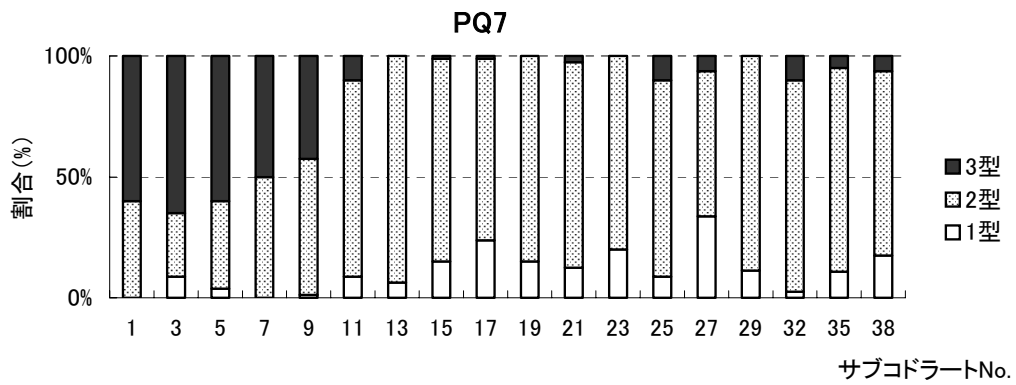


図 4-3-7. 礫の埋まり度タイプ

- 1 型礫: 礫がマトリクス(細粒物質)に埋まっていない浮石状態
- 2 型礫: 礫体積の 2 分の 1 未満がマトリクスに埋まる
- 3 型礫: 礫体積の 2 分の 1 以上がマトリクスに埋まる

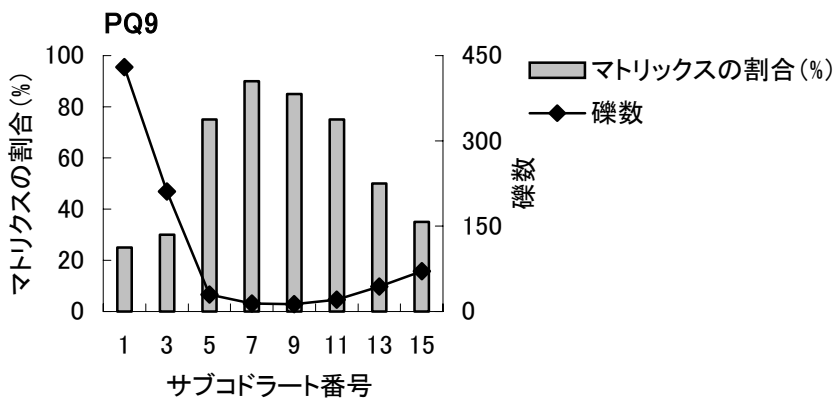
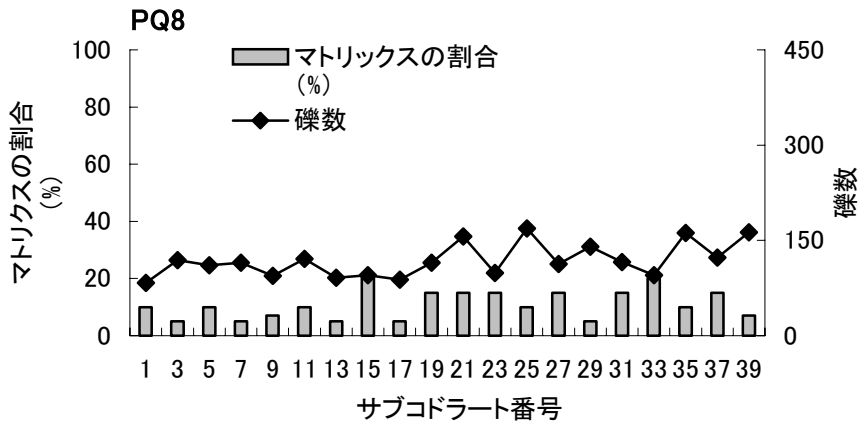
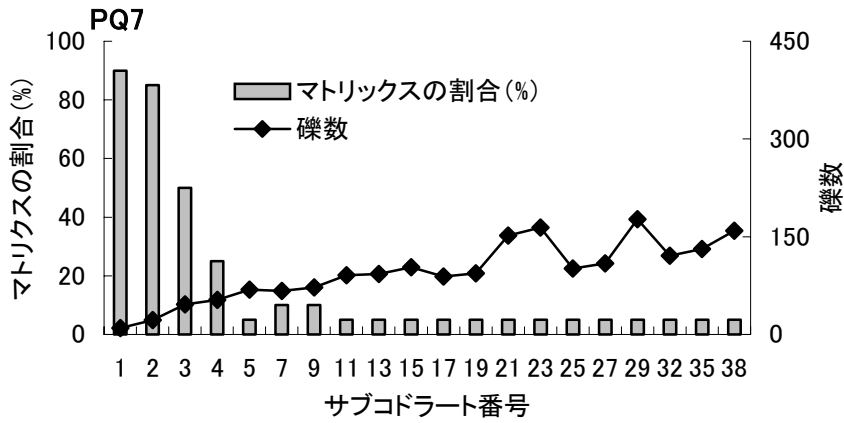


図 4-3-8. マトリックスの割合と礫数

PQ7

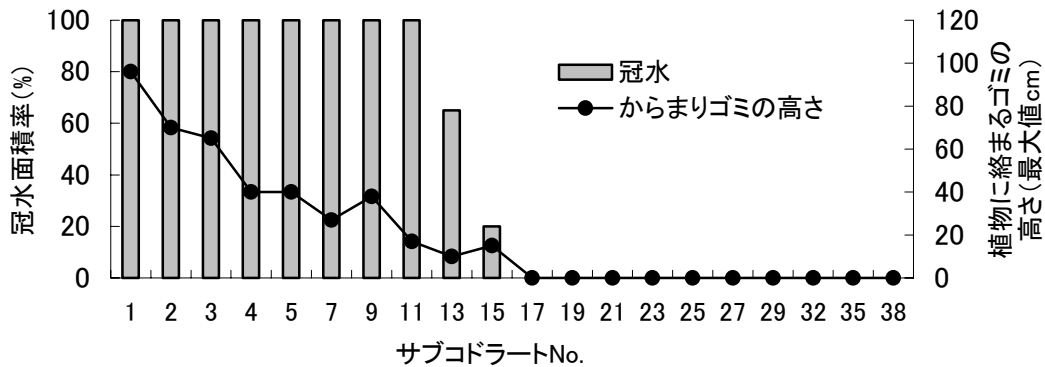


図 4-3-9. PQ7 における冠水状況

植生タイプとの関係を見るとツルヨシ型は細礫が多くマトリクスが少ない部分に、マルバヤハズソウ型は1型の浮石状態の礫の割合が高くマトリクスが少ない部分に集まる傾向がみられた。カタバエノコロ型はマトリクスの割合が高く、礫堆積の2分の1以上が埋まっている3型礫の割合が高い部分に多く集中した。ヨモギ型は第1主成分がカタバエノコロ型とマルバヤハズソウ型の間中部に位置し、ハリエンジュ型はヨモギ型の外縁部、つまり、マトリクスが多いカタバエノコロ型に近い部分に集まっていた。得られたデータが少ないが、メドハギ型はマルバヤハズソウ型に近い傾向を示した。

以上からツルヨシ型以外のタイプには第1主成分が効いているという結果が出た。つまり礫の堆積タイプ、礫間を埋めるマトリクスの割合が造成礫河原の植生に影響を与えたという結果が得られた。

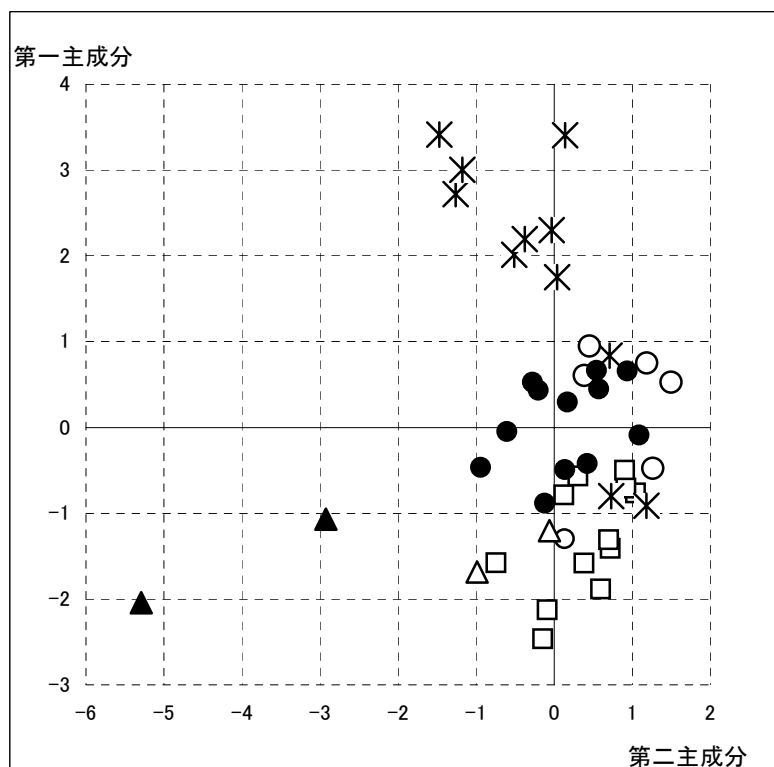


図 4-3-10. 礫、マトリクスの主成分分析

▲：ツルヨシ型、□：マルバヤハズソウ型、*：カタバエノコロ型、△：メドハギ型、
●：ヨモギ型、○：ハリエンジュ型

表 4-3-3. 固有ベクトルと固有値

| 固有ベクトル | 主成分 1 主成分 2 | | 固有値 | | |
|-------------|-------------|----------|--------|------|--------------|
| | 主成分 1 | 主成分 2 | 主成分No. | 固有値 | 寄与率(%) 累積(%) |
| マトリクスの割合(%) | 0.45846 | -0.29119 | 1 | 2.29 | 45.82 45.82 |
| 礫数(個) | -0.44862 | -0.46820 | 2 | 1.37 | 27.42 73.24 |
| 長径平均(cm) | -0.11179 | 0.78957 | | | |
| 礫1型の割合(%) | -0.48816 | -0.21588 | | | |
| 礫3型の割合(%) | 0.58116 | -0.16116 | | | |

(5) 土壌粒径組成

コドラート PQ7、PQ8 のそれぞれ 20 箇所、合計 40 箇所のサブコドラートに接する地点の土壌の粒径組成を地点ごと (図 4-3-11)、植生タイプごと (図 4-3-12) に示す。

PQ7 については (図 4-3-11)、サブコドラート 1 において、細砂分画が極端に多い (約 82%) 一方、粗砂の分画 (3.9%) が極端に少ない特徴的な粒径組成を示した。それに隣接するサブコドラート 3~7 の土壌ではシルト・粘土の分画が他のサブコドラートとの約 3 割以下と少ないのが特徴的であった。サブコドラート 31~39 の土壌では、粗砂の分画が

50%強と比較的多いのに対し、シルト・粘土が12%前後と少なかった。一方、サブコドラート11～29では、粗砂の分画が40%前後に対し、シルト・粘土が約12～18%前後とサブコドラート31～39より細かい粒子の割合が多くなっていた。

PQ8については(図4-3-11)、サブコドラート11において細砂の分画が74%と極端に多い一方、粗砂の分画が8.2%と極端に少ない粒径組成を示した。それに続くサブコドラート13、15ではシルト・粘土が約2%と少ない一方で、粗砂は約75%を占める粒径組成を示した。このサブコドラートごとの粒径組成の変化のパターンはPQ7のサブコドラート1～7のパターンと類似していた。サブコドラート1、5～9の土壤では、シルト・粘土の分画が約18-20%と他のサブコドラートに比べ多かった。一方、サブコドラート3、17～39では、シルト粘土分画が約7～13%と少なかったが、その他の分画はサブコドラート1、5～9の粒径組成と大きな違いは認められなかった。

コドラートPQ7、8において土壤の粒径組成と植生型とはよい対応関係を示した(図4-3-12)。ハリエンジュ型はシルト粘土分画が極端に少ないサブコドラートに成立していた。一方、マルバヤハズソウ型はシルト・粘土分画が比較的多いサブコドラートに成立していた。それに比較しヨモギ型のほとんどはシルト・粘土分画が比較的少ないサブコドラートに成立していたが、シルト・粘土分画が比較的多く、粗砂分画が極めて少ないサブコドラートに成立している例が1つだけあった。メドハギ型はシルト・粘土分画が比較的少なく、粗砂分画が比較的多い方形区に成立していた。カタバエノコロ型は、幅広いパターンの粒径組成に対応して成立していた。

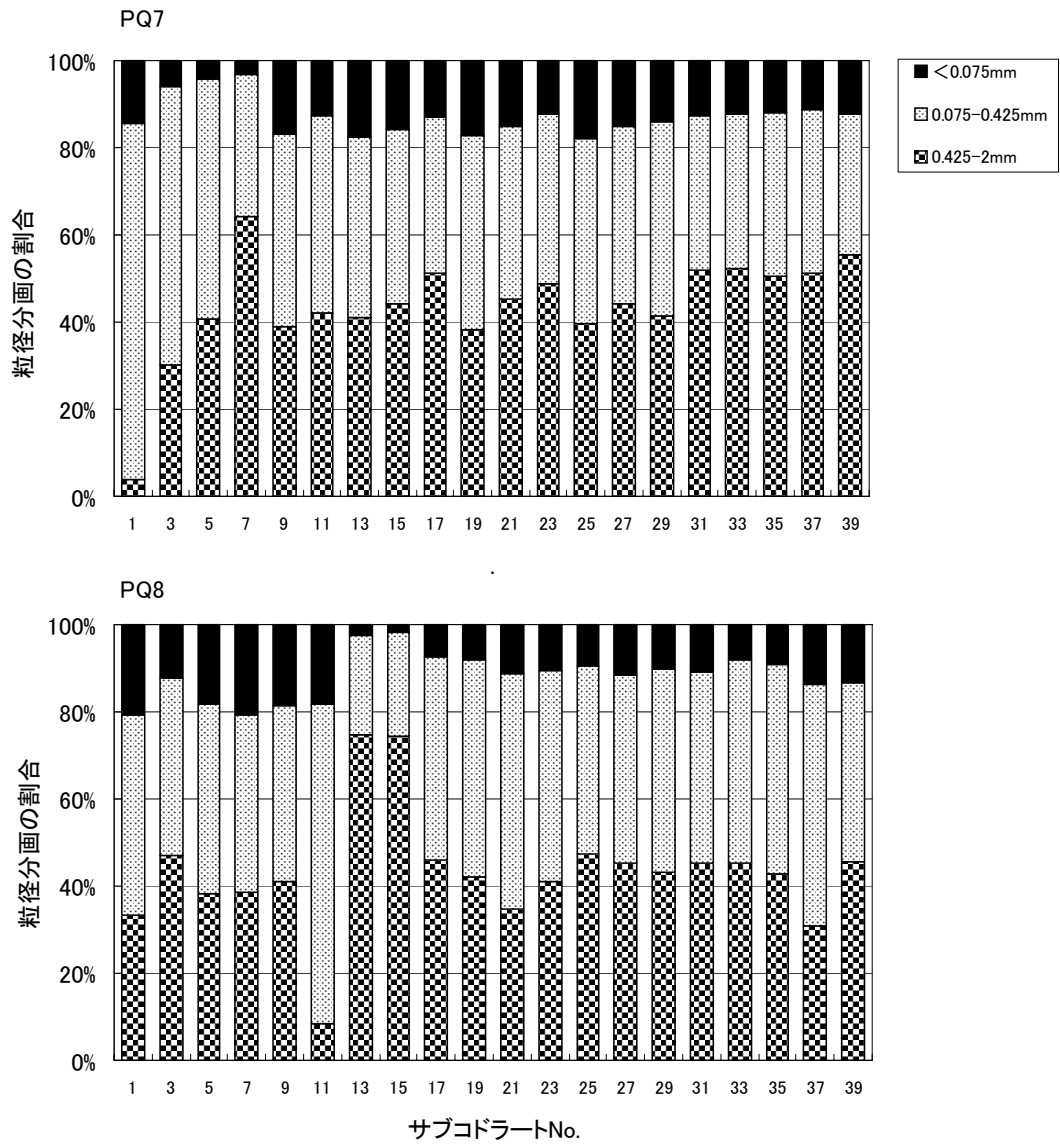


図 4-3-11. 各コドラートの粒径組成

■ シルト・粘土 (<0.075mm), ▨ 細砂 (0.075-0.425mm), ▩ 粗砂 (0.425-2mm)

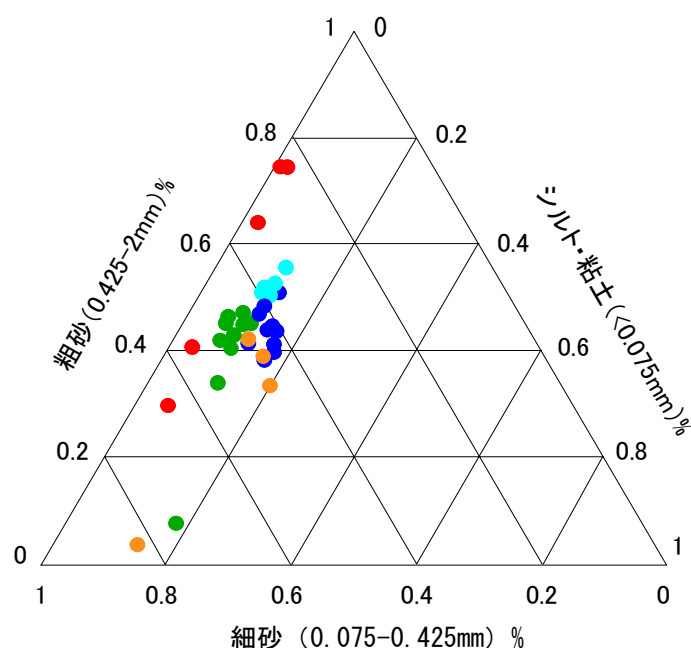


図 4-3-12. 土壌粒径組成と植生との関係

- ハリエンジュ型
- カタバエノコロ型
- ヨモギ型
- マルバヤハズソウ型
- メドハギ型

(6) 全炭素・窒素含有量

土壌粒径組成の分析を行ったのと同じ土壌の全炭素・窒素含有量と、CN 比（炭素／窒素）を図 4-3-13 に示す。全炭素・窒素含有量はそれぞれ約 1～5mg/g（炭素）、約 1～4mg/10g（窒素）の濃度の幅を示した。PQ7 ではサブコドラート 3、5、7 の PQ8 ではサブコドラート 11-15 の全炭素・窒素含有量が、それぞれ約 2mg/g 以下、2mg/10g 以下と他のサブコドラートに比較し低い値を示した。これらの土壌は PQ8-11 を除けばいずれもシルト・粘土の分画が少ないものであった。CN 比は約 8 から 16 の範囲を示した。ここにはいずれもハリエンジュを含むカタバエノコロタイプが成立していた。PQ7 の 5、7、33-39 と PQ8 の 11、17 では CN 比が約 8～10 と他のサブコドラートに比較して低かった。これらのサブコドラートにはいずれもマメ科植物であるメドハギが優占する、メドハギ型の植生が成立していた。

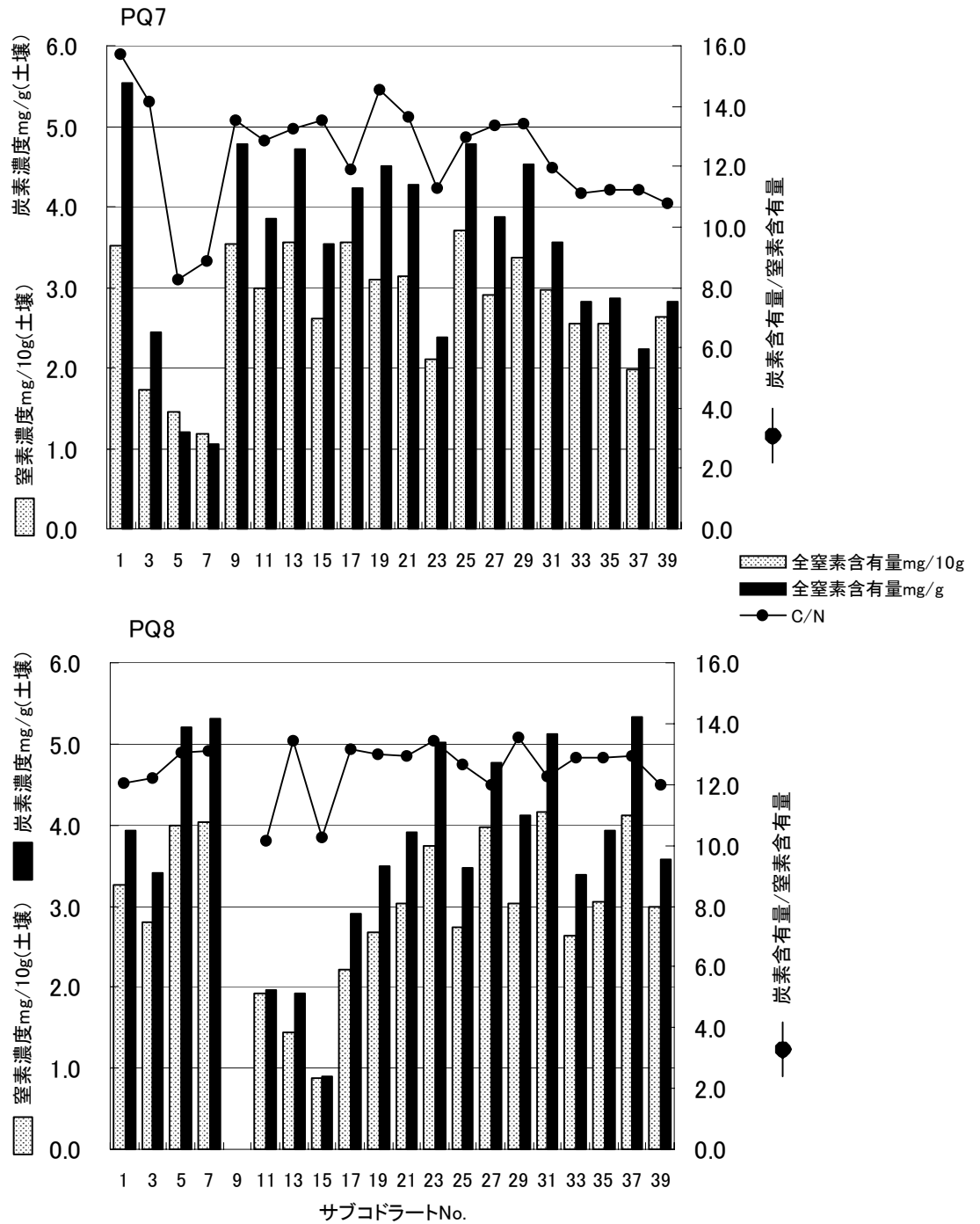


図 4-3-13. 各コドラートにおける土壌の全炭素・窒素含有量と炭素窒素比 (CN 比)

(7) 植生と土壌粒径組成および礫の状況との対応関係

植生と立地環境との対応関係を総合的に検討するため、PQ7、PQ8 について以下の説明変数を用いて主成分分析 (PCA) を行った。用いた変数は、礫数、礫の長径の平均値、礫 3 型の割合、礫 1 型の割合、マトリックスの割合、堆積物の粒径組成、全炭素。窒素含有量である。第 1 主成分と第 2 主成分の寄与率の合計は 59.5%となった (表 4-3-4)。第 1 主成分は、細砂分画、マトリックスの割合と正の相関が高く、粗砂分画の割合と負の相関が高かった ($P<0.001$)。また、第 2 主成分はシルト・粘土分画の割合、礫数と正の相関が高く、3 型礫の割合と負の相関が高かった ($P<0.001$; 表 4-3-4c)。

第 1 および第 2 主成分の得点による座標付けの結果を、植生型ごとに図 4-3-14 に示す。

各植生型は、立地環境に対応してよく分離して配置された。マルバヤハズソウ型とヨモギ型は 2 軸に沿ってよく分離した。すなわち、マルバヤハズソウ型はシルト・粘土分画割合と礫数が多い側に、ヨモギ型は 3 型礫が多い側に配置された。ハリエンジュ型は 1 軸の最も左端、および 2 軸の下端、すなわち粗砂割合が多くかつ 3 型礫とマトリックスが多い側に配置された。メドハギ型は、2 軸に沿ってマルバヤハズソウの分布範囲のさらに左側、すなわち、粗砂が比較的多い位置に配置された。カタバエノコロ型のうち 2 箇所はヨモギ型の立地と分布が重なっていたが、1 箇所は 1 軸の右端かつ 2 軸の下端、すなわち細砂分画、炭素・窒素含有量、シルト・粘土、マトリックス、3 型礫の各割合が多い側に配置された。

表 4-3-4a 固有ベクトル

| | 主成分No.1 | 主成分No.2 |
|--------------|---------|---------|
| 礫数(個) | -0.3528 | 0.1856 |
| 礫の長径平均 | 0.1631 | -0.1359 |
| 礫1型の割合(%) | -0.2233 | 0.2076 |
| 礫3型の割合(%) | 0.2892 | -0.3722 |
| マトリックスの割合 | 0.4506 | -0.1698 |
| シルト・粘土の割合 | 0.1237 | 0.5029 |
| 細砂の割合 | 0.4792 | 0.0062 |
| 粗砂の割合 | -0.4550 | -0.1986 |
| 全窒素含有量(mg/g) | 0.1518 | 0.4722 |
| 全炭素含有量(mg/g) | 0.1935 | 0.4703 |

表 4-3-4c 主成分得点と説明変数との相関関係

| | 主成分No.1 | 主成分No.2 |
|--------------|-----------|------------|
| 礫数(個) | -0.621 ** | 0.3131 |
| 礫の長径平均 | 0.287 | -0.2294 |
| 礫1型割合(%) | -0.393 | 0.3504 |
| 礫3型割合(%) | 0.509 | -0.6281 ** |
| マトリックスの割合 | 0.794 ** | -0.2866 |
| シルト・粘土の割合 | 0.218 | 0.8485 ** |
| 細砂の割合 | 0.844 ** | 0.0104 |
| 粗砂の割合 | -0.801 ** | -0.3351 |
| 全窒素含有量(mg/g) | 0.341 | 0.7936 ** |
| 全炭素含有量(mg/g) | 0.267 | 0.7968 ** |

** ($P<0.001$ ピアソンの相関分析)

表 4-3-4b 固有値

| 主成分No. | 固有値 | 寄与率 | 累積寄与率 |
|--------|--------|--------|--------|
| 1 | 3.1027 | 0.3103 | 0.3103 |
| 2 | 2.8472 | 0.2847 | 0.5950 |

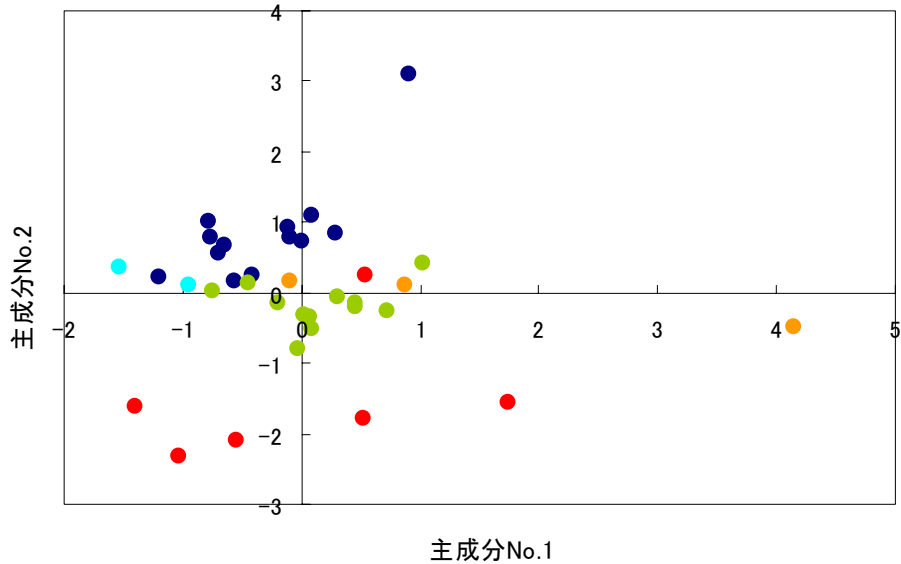


図 4-3-14. 立地環境と植生と関係

—礫の状態、土壌の粒径組成、炭素、窒素含有量を変数とした主成分分析—

● ハリエンジュ型 ● カタバエノコロ型 ● ヨモギ型 ● マルバヤハズソウ型 ● メドハギ型

(8) 造成礫河原と自然礫河原の比較

造成礫河原の特性を見るために、自然礫河原との比較を行った。自然礫河原として 53km 地点のカワラノギク自生地の高水敷に残存するマルバヤハズソウ-カワラノギク群集に 2 コドラート (PQ1、PQ2)、37km 地点の浅川との合流点付近の四谷堰地区の高水敷に残存するカワラサイコーカワラヨモギ群集に 3 コドラート (Y01、Y02、Y03) を設置して造成礫河原と同様の植生調査と礫調査を実施し、植生量、生活型と遷移度、外来種の侵入状況、礫の状況について造成礫河原と比較した。

1) 植生量

カワラノギク自生地の PQ1 のコドラート中央部(サブコドラート No.10~13)には植生量 4000 以下でカワラヨモギ、カタバエノコロ、メドハギなど河原植物が優占し、カワラノギクが残存する植生が成立していた (図 4-3-15a~4-3-15b)。コマツナギが混生していることから、この部分はマルバヤハズソウ-カワラノギク群集の中で最も遷移が進んだコマツナギ亜群集(奥田 1978)に相当する(長岡ほか 2006)。しかしその周辺では外来種低木トキワサンザシ類、多年生高茎草本ススキ、つる性のクズの植生量が多く、より遷移が進んだ植生となっている。PQ2 では植生量は 2000 以下の少ない部分が多く、多年生低茎草本シバ

が優占する。しかしススキ、オニウシノケグサが繁茂し、植生量が 8000 以上の部分が混在する。PQ1、PQ2 では遷移の進行、外来種の多年生草本や、木本種の侵入などにより、カワラノギクやカワラヨモギが生育する礫河原植生のマルバヤハズソウ-カワラノギク群集の残存範囲は植生量の低い部分に限られている（図 4-3-15a）。

下流の四谷堰地区では、植生量は全体的に 4000 以下で低く、高茎草本は少ない（図 4-3-16）。Y01 ではカワラヨモギ、シバ、ミノボロなど、Y02 ではシバ、カワラヨモギ、カラメドハギなどが優占する。カワラヨモギの植生量は PQ1 や PQ2 に比べて多く、その他の種も含めると、カワラナデシコ、カワラサイコ、コマツナギ、オトコヨモギ、テリハノイバラなど礫河原に特有の種がみられる。しかし、周辺からシナダレスズメガヤ、コゴメバオトギリなど外来種の多年生高茎草本が進出している。Y03 では全サブコドラートにおいて、礫河原植物のカワラヨモギ、カワラサイコが出現しているが、外来種の 1 年生低茎草本オオフトバムグラが低い草丈で広範囲に優占し、カワラヨモギを凌いでいる。

2) 生活型と遷移度

生活型については Raunkiaer の休眠型に基づき、宮脇ほか（1994）を参考に出現種の区分を行った。造成礫河原では一年生植物の割合が被度では 30~40%を占め、種数の割合とともに高く、半地中植物（H）の割合は低い（図 4-3-17）。また、造成礫河原の PQ8、PQ9 では被度は低いが、イヌコリヤナギ、テリハノイバラなど矮型地上植物（N）の種数が多い。一方、自然礫河原の種数割合では一年生植物は造成礫河原と大差ないが、被度割合では Y03 を除いて低く、シバなどの地中植物、多年草の多くが含まれる半地中植物が大部分を占めている。Y03 で一年生植物の被度の割合が高いのは外来種のオオフトバムグラの分布拡大によるものである。被度の割合で PQ1 の矮型地上植物（N）が高いのはトキワサンザシ類（ピラカンサ）によるものであり、PQ2、Y01、Y02 で地中植物（G）が高いのはシバによるものであった。

遷移度については沼田（1977、1978）により造成礫河原と自然礫河原を比較した結果（図 4-3-18）、造成礫河原の遷移度は 200 以下で自然礫河原より有意に低かった（マン・ホイットニーの検定 危険率 5%）。自然礫河原の中ではトキワサンザシ類（ピラカンサ）の侵入しているカワラノギク自生地の PQ1 で特に高い数値を示した。

3) 帰化率

帰化率は造成礫河原で 28%~42%、自然礫河原のカワラノギク自生地、四谷堰地区で 31%~40%と両者に大きな差はみられなかった（図 4-3-19、表 4-3-5）。

しかし、造成礫河原と自然礫河原で共通して被度の大きかった外来種はオニウシノケグサで、日本には少ない生活形であることから河川での繁茂を可能にした冬緑植物である（星野ほか 2005）。造成礫河原ではヒメムカシヨモギ、メマツヨイグサ、ケアリタソウなど 1・

2 年生草本の種と造成以前に繁茂していたハリエンジュが優占したのに対し、自然礫河原では共通してイネ科多年生草本の外来種シナダレスズメガヤが優占した。その他、カワラノギク自生地ではトキワサンザシ類、四谷堰地区ではオオフトバムグラ、コゴメバオトギリなど侵入種に地域差もみられた。

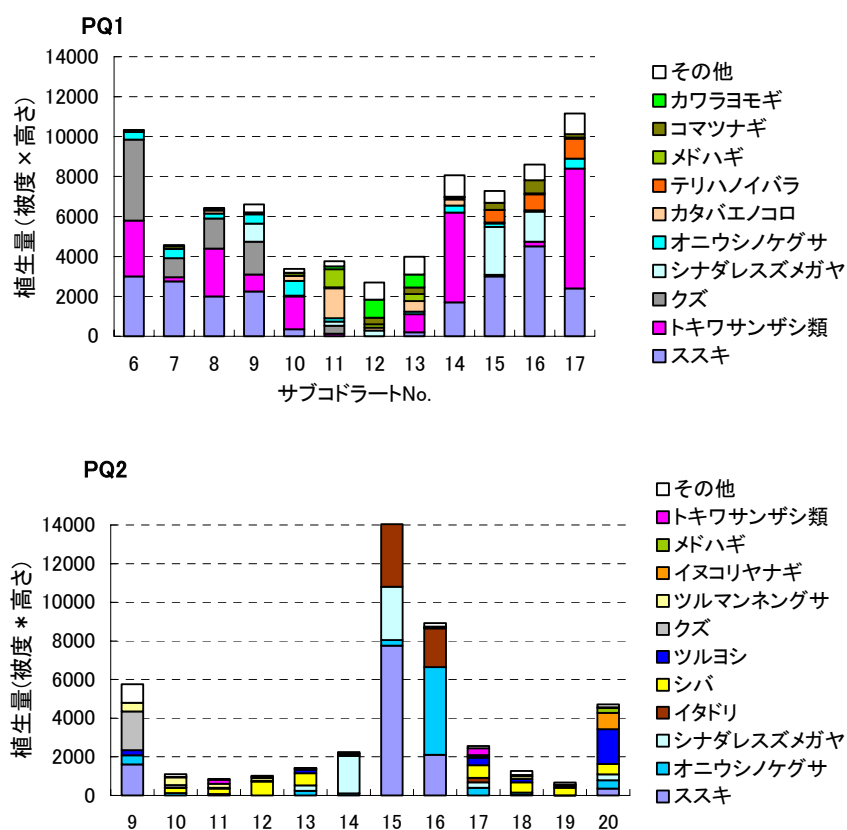


図 4-3-15a. カワラノギク自生地の植生量

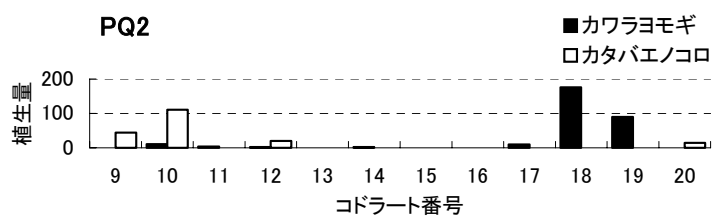
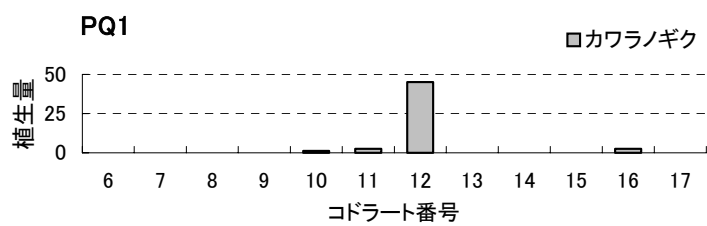


図 4-3-15b. カワラノギクとカワラヨモギの生息地

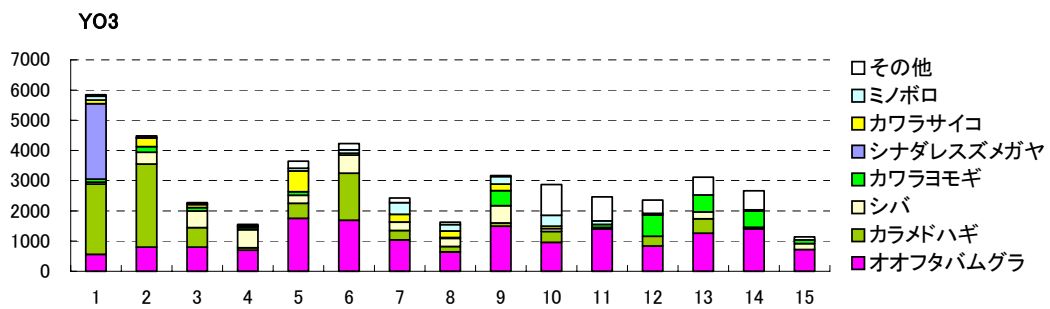
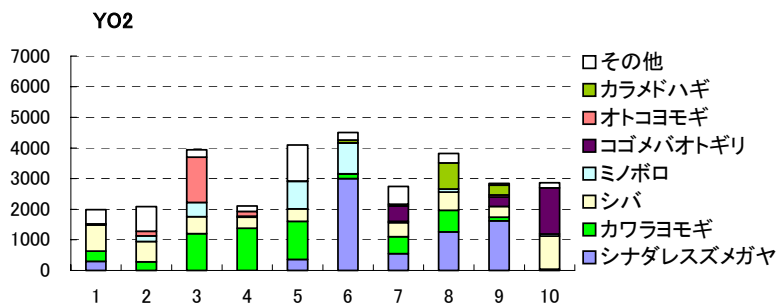
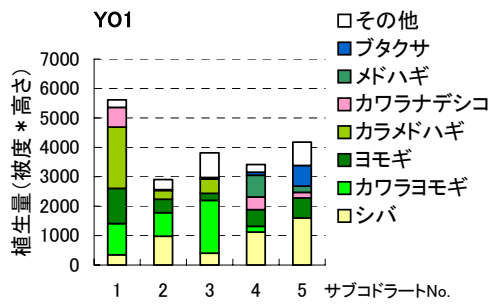


図 4-3-16. 四谷堰地区の植生量

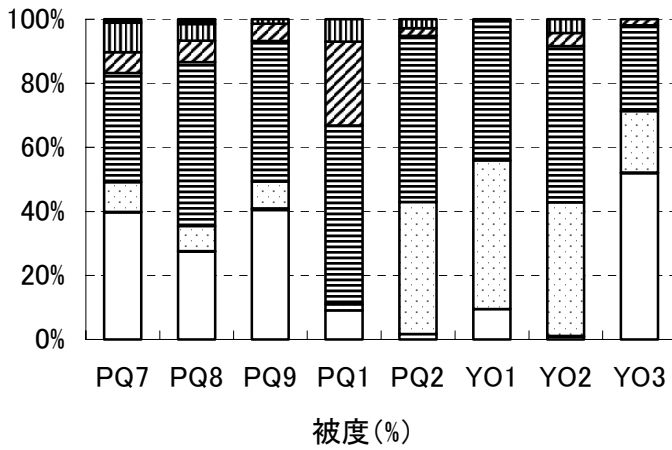
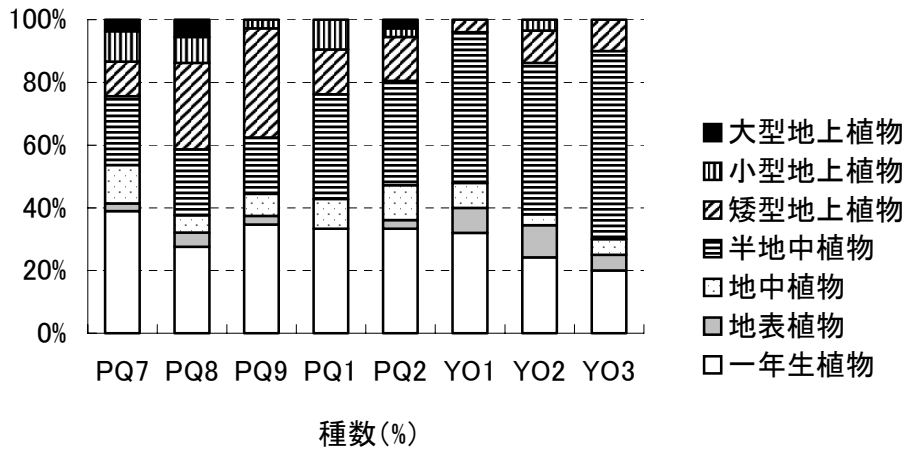


図 4-3-17. 造成礫河原と自然礫河原の生活型

造成礫河原 ; PQ7、PQ8、PQ9

自然礫河原 ; PQ1、PQ2、YO1、YO2、YO3

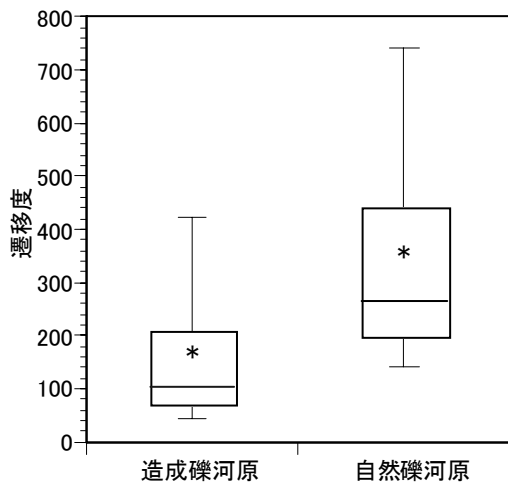


図 4-3-18. 造成礫河原と自然礫河原の遷移度

各ボックスに付いた5本の横線は下から順に、10パーセント
 ル値、25パーセント値、中央値、75パーセント値、90パーセン
 タイル値を示す。*は平均値を示す。

表 4-3-5. 帰化率と主要外来種

| 調査年/月 | 造成礫河原 | | | 自然礫河原 | | | | |
|----------|--|--|--|--|--|--|---|---|
| | | | | カワラノギク自生地 | | 四谷堰地区 | | |
| | PQ7 | PQ8 | PQ9 | PQ1 | PQ2 | YO1 | YO2 | YO3 |
| 調査年/月 | 2004.8 | 2004.8 | 2004.8 | 2004.8 | 2004.8 | 2005.8 | 2005.8 | 2005.8 |
| 外来種(種数) | 25.0 | 21.0 | 21.0 | 16.0 | 11.0 | 9.0 | 9.0 | 8.0 |
| 在来種(種数) | 48.0 | 50.0 | 29.0 | 27.0 | 25.0 | 16.0 | 20.0 | 12.0 |
| 全出現種数 | 73.0 | 74.0 | 50.0 | 43.0 | 36.0 | 25.0 | 29.0 | 20.0 |
| 帰化率 | 34.2 | 28.4 | 42.0 | 37.2 | 30.6 | 36.0 | 31.0 | 40.0 |
| 外来種の被度割合 | 24.7 | 31.5 | 16.9 | 42.7 | 39.7 | 9.6 | 18.9 | 54.0 |
| サブコード数 | 40.0 | 40.0 | 15.0 | 12.0 | 12.0 | 5.0 | 10.0 | 15.0 |
| 主要外来種 | ヒメムカシヨモギ ハリエンジュ メマツヨイグサ オニウシノケグサ類 | ヒメムカシヨモギ ハリエンジュ ケアリタソウ オオアレチノギク | オニウシノケグサ類 メマツヨイグサ ヒメムカシヨモギ ヒメジョオン | トキワサンザシ類 オニウシノケグサ類 シナダレスズメガヤ ツルマンネングサ | オニウシノケグサ類 ツルマンネングサ シナダレスズメガヤ トキワサンザシ類 | オオフタハムグラ ブタクサ ヒメムカシヨモギ ヘラオオバコ | シナダレスズメガヤ ココメバオトギリ ヘラオオバコ オッタチカタハミ | オオフタハムグラ シナダレスズメガヤ オッタチカタハミ ココメバオトギリ ヘラオオバコ |

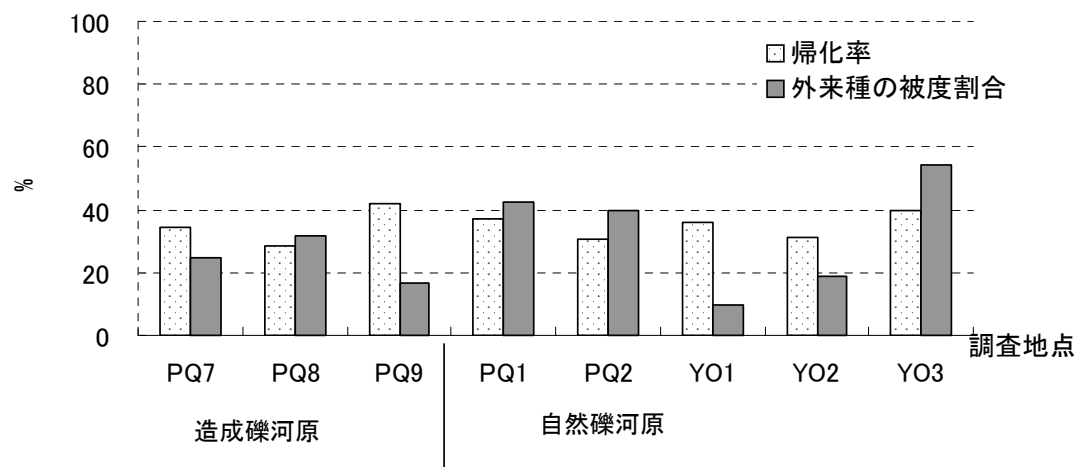


図 4-3-19. 帰化率と外来種の被度割合

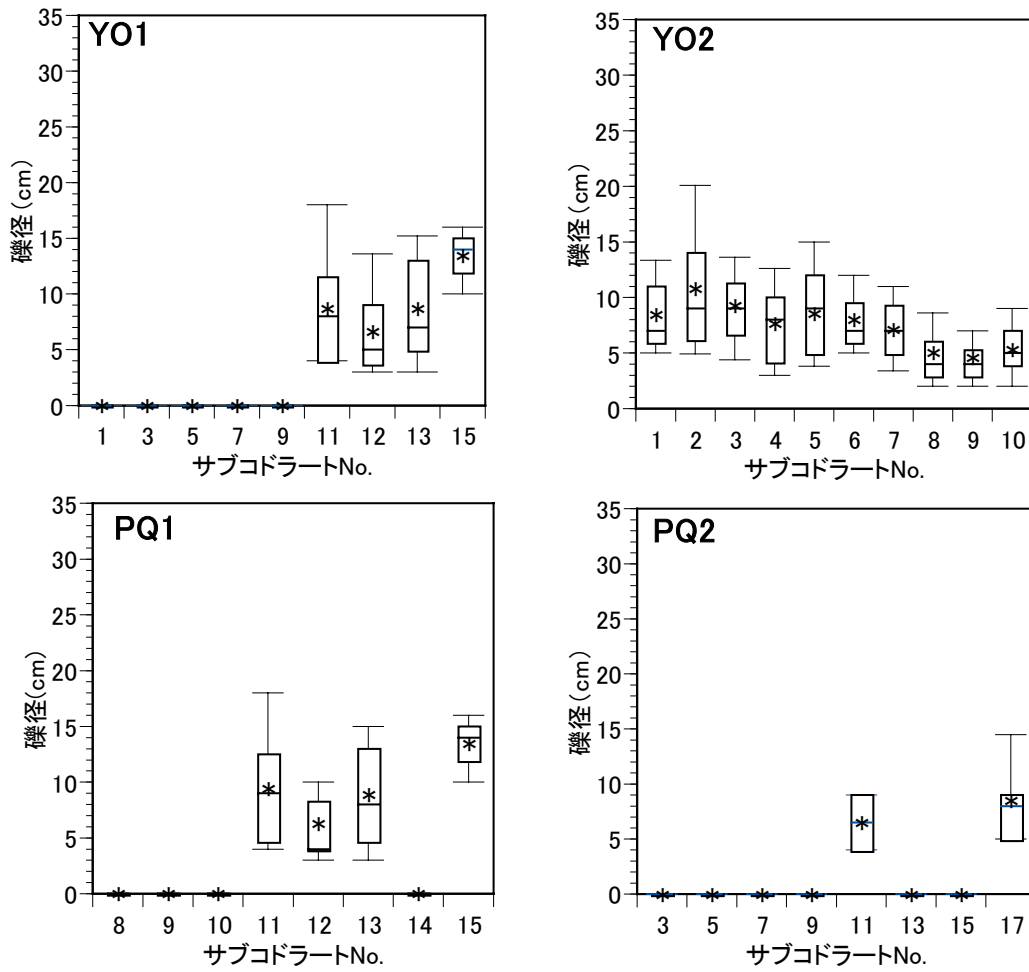


図 4-3-20. 自然礫河原の礫径

各ボックスに付いた 5 本の横線は下から順に、10 パーセント値、25 パーセント値、中央値、75 パーセント値、90 パーセント値を示す。*は平均値を示す。

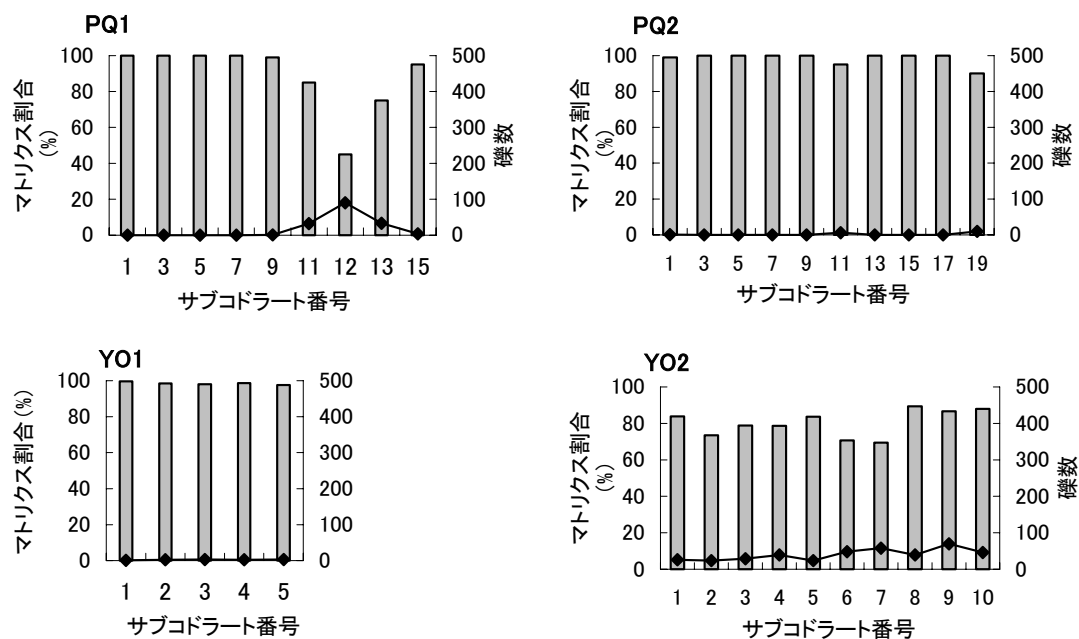


図 4-3-21. マトリックスの割合と礫数

4) 表層砂礫

自然礫河原ではカワラノギク自生地、四谷堰地区のいずれも表層の礫数は少なく、礫径も 10cm 以下が多く、造成礫河原の 15cm 前後に比べ小さい (図 4-3-20)。マトリックスは 80~100%と高い割合を示し、礫の埋まり度タイプでは 3 型礫が大部分を占めていた。しかし、カワラノギク自生地の中で、PQ1 のカワラノギクが生育している部分 (No.12) のみ礫数が多く、マトリックスも 45%と低かった。四谷堰地区の YO2 では礫数が多く、マトリックスの割合も低く、2 型礫は 30%から 40%を占めていた (図 4-3-21)。YO3 では表層に礫はほとんど無かった。

(9) 写真解析による表層礫の状態の定量的評価手法の検討

現地調査の結果、PQ7で16箇所、PQ9で4箇所、造成礫河原の比高の低い部分で4箇所、隣接する低水敷で6箇所の合計30箇所の写真画像および表層礫の調査結果が得られた(表4-3-6)。

表4-3-7 写真解析および現地調査の結果

| No. | 調査位置またはPQサブ コードラートの 識別番号 | 写真解析結果 (画素数の黒色/白色の割合) | | | | 現地調査結果 | |
|-----|--------------------------------|--------------------------|-------|-------|-------|--------|---------------|
| | | 閾値10 | 閾値25 | 閾値50 | 閾値75 | 礫数 | 礫平均長径 (cm) |
| 1 | PQ9_15-1 | 0.12 | 3.23 | 26.94 | 65.06 | 15 | 15.27 |
| 2 | PQ9_15-2 | 0.19 | 3.14 | 22.67 | 58.66 | 11 | 16.91 |
| 3 | PQ9_15-3 | 0.16 | 3.18 | 26.94 | 62.46 | 23 | 13.39 |
| 4 | PQ9_15-4 | 0.08 | 1.10 | 15.13 | 44.75 | 22 | 14.24 |
| 5 | PQ7_32-1 | 0.22 | 2.61 | 17.58 | 45.61 | 29 | 12.03 |
| 6 | PQ7_32-2 | 0.21 | 4.71 | 21.77 | 52.48 | 35 | 11.06 |
| 7 | PQ7_32-3 | 0.57 | 8.50 | 28.56 | 59.94 | 26 | 12.73 |
| 8 | PQ7_32-4 | 0.43 | 7.18 | 33.79 | 66.59 | 31 | 12.45 |
| 9 | PQ7_35-1 | 0.31 | 6.21 | 37.44 | 68.53 | 29 | 11.45 |
| 10 | PQ7_35-2 | 0.63 | 10.87 | 41.45 | 64.33 | 25 | 12.56 |
| 11 | PQ7_35-3 | 0.46 | 9.04 | 33.44 | 71.75 | 45 | 10.84 |
| 12 | PQ7_35-4 | 0.40 | 7.15 | 31.15 | 83.95 | 32 | 12.63 |
| 13 | PQ7_37-1 | 0.41 | 7.36 | 31.29 | 73.52 | - | - |
| 14 | PQ7_37-2 | 0.21 | 5.60 | 26.92 | 68.14 | - | - |
| 15 | PQ7_37-3 | 0.19 | 5.44 | 28.04 | 62.62 | - | - |
| 16 | PQ7_37-4 | 0.48 | 8.85 | 36.73 | 67.31 | - | - |
| 17 | PQ7_38-1 | 0.68 | 10.00 | 36.16 | 69.71 | 35 | 13.00 |
| 18 | PQ7_38-2 | 0.29 | 5.53 | 27.22 | 63.55 | 39 | 10.46 |
| 19 | PQ7_38-3 | 0.15 | 3.10 | 17.26 | 43.97 | 38 | 10.21 |
| 20 | PQ7_38-4 | 0.11 | 2.58 | 18.76 | 45.33 | 47 | 9.94 |
| 21 | C工区 | 0.11 | 1.70 | 18.57 | 42.83 | 6 | 11.67 |
| 22 | C工区 | 0.02 | 0.30 | 7.65 | 18.06 | 1 | 27.00 |
| 23 | C工区 | 0.10 | 1.33 | 16.05 | 36.03 | 0 | 0.00 |
| 24 | C工区 | 0.03 | 1.17 | 13.11 | 40.07 | 53 | 5.81 |
| 25 | 低水敷 | 0.09 | 2.12 | 14.61 | 36.17 | 80 | 5.58 |
| 26 | 低水敷 | 0.11 | 1.29 | 11.49 | 32.75 | 71 | 3.58 |
| 27 | 低水敷 | 0.08 | 1.07 | 10.72 | 31.58 | 81 | 3.86 |
| 28 | 低水敷 | 0.03 | 0.36 | 8.85 | 36.21 | 37 | 4.65 |
| 29 | 低水敷 | 0.01 | 0.18 | 4.94 | 26.21 | 10 | 6.10 |
| 30 | 低水敷 | 0.08 | 2.49 | 15.90 | 42.29 | 59 | 5.90 |

※C工区：造成礫河原の比高の低い部分に位置する場所の名称

※礫数および礫平均長径の値がーとなっているのは表層に細砂がたまり、礫が露出していなかった箇所。

以上の写真画像の解析結果を現地での礫の計測結果と比較した結果、礫長径の平均値と画素の黒色／白色の割合との相関が高くなっていた。細砂がたまり大きな礫が少数のみ露出していた礫長径の平均 27cm のプロットのデータを除いた場合には、閾値 75 にて比較的高い相関がみられた ($R^2 = 0.5173$)。

この結果は礫が大きくなると写真を撮影した際に影となる部分が増加することを示していると考えられる。画素の黒色／白色の割合は堆積した礫により生じる影を反映しており、比較的大きな礫が多く露出して影ができるような地表面の状況进行评估することがある程度可能と考えられる。

ただし、植被率が高い場所では植物が白く写るために白色の画素の割合が増え、あてはまりが悪くなるようである。写真撮影により礫の状況进行评估する方法は現地調査が簡便ではあるが、実際に用いる際には植被による影響の補正手法を検討する必要があるだろう。

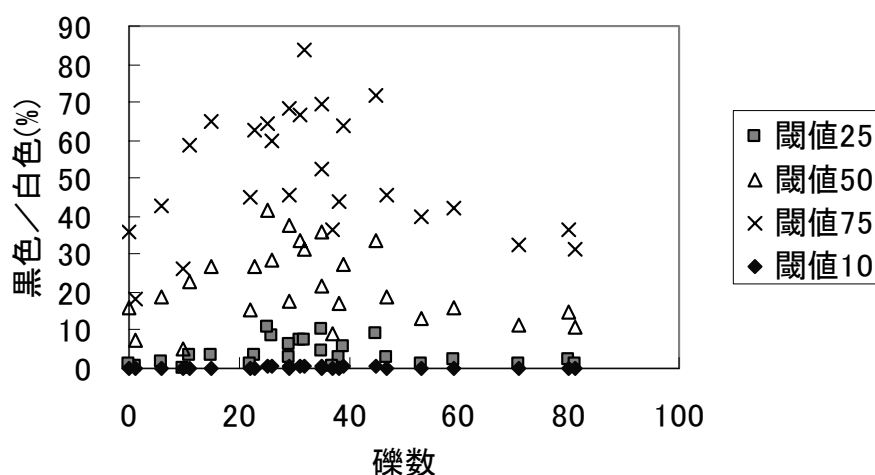


図 4-3-22 画素数の黒色／白色の割合と礫数との関係

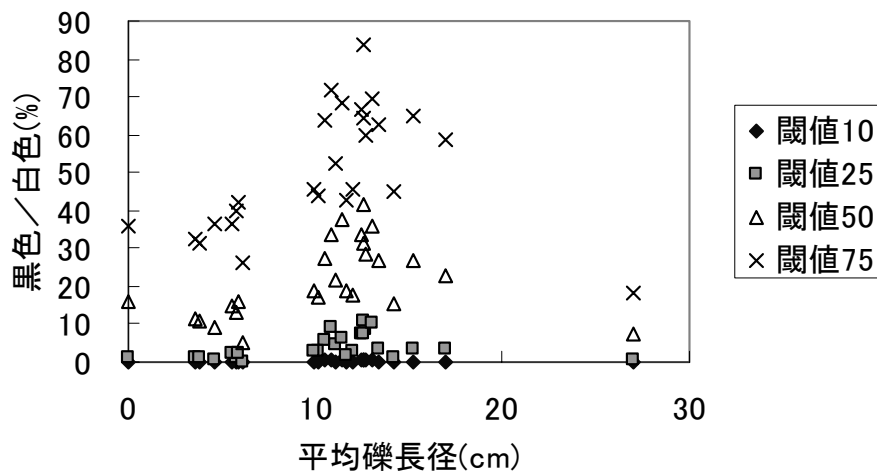


図 4-3-23 画素数の黒色／白色の割合と平均礫長径との関係

4-4. 考察

(1) 造成礫河原における植生と立地環境との関係

多摩川中流域の造成礫河原の B 工区に設置された永久方形区の植生モニタリング結果から、3 年目の 2004 年には 1 年生草本の割合が高い 6 タイプの植生が確認された。高水敷にはマルバヤハズソウ型、カタバエノコロ型、メドハギ型、ヨモギ型、ハリエンジュ型の 5 タイプが、低水敷にかかった部分にはツルヨシ型が生育した。これらの植生タイプは土壌の粒径組成、礫の状態、全炭素・窒素含有量によく対応して成立していた。

土壌の粒径組成は土壌の物理化学的性質に関係しているが、とくに粘土は陽イオン交換、団粒の形成など、養分や水・空気の動きに直接関係している。また、湿っているときは粘っこいが、乾くと硬くなる（岡崎 1978）。調査地の土壌は団粒構造を持たないので、粘土分画が多くなるほど土壌は硬くなると考えられる。全炭素・窒素含有量は有機物含有量の指標である。また、全窒素含有量は植物の生育に必要な窒素の潜在的な供給能力を示している（岡崎 1978）。カワラノギクの開花個体がみられたマルバヤハズソウ型は浮き石状態である 1 型礫の割合、シルト・粘土分画の割合と全炭素・窒素含有量が比較的高い土壌に成立していた。シルト・粘土分画が多いためか、土壌はかなり硬く、採取深である 10cm の深さまで掘るのに苦労した。一方、外来樹種のハリエンジュは、シルト・粘土分画が少ない一方で、粗砂分画が多い傾向にあり、全炭素・窒素含有量が少ない土壌に成立していた。この土壌はまた、含有する礫の数が少なく、礫体の 50%以上が土壌に埋まる 3 型礫の割合が多いのも特徴的であった。福田ほか（2005）は、ハリエンジュの実生が、粗砂が多く、礫をやや含む堆積物に主に

発芽していることを報告しているが、今回の結果は福田ほかの報告とよく一致していた。ヨモギ型とメドハギ型が成立していた土壤は、いずれもシルト・粘土分画が比較的少ない土壤であったが、前者は3型礫の割合が高く、全炭素・窒素含有量が比較的多かったのに対して、後者は、1型礫の割合と土壤の粗粒分画が多く、全炭素・窒素含有量が少ない点でそれぞれ異なっていた。石川（1988）は河原の植生を構成する12の植物種の立地環境を検討している。その中でヨモギとメドハギが生育している土壤の平均粒径は、いずれも広い範囲にわたっていると報告している。しかし、ヨモギについては、より細粒の土壤で高い被度を示すとも述べている。また、メドハギの生育地については、本文中には述べられていないが、図からはヨモギに比しより粗粒側に片寄っていることが読み取れる。石川（1988）はまた、ツルヨシの立地は、水面からの比高が小さく堆積物の平均粒径は深くなるほど粗粒になる立地と変化のない立地があると報告している。本調査ではツルヨシ型の土壤調査は行っていない。しかし、水面からの比高がコドラートに出現した植生型のなかでもっとも低い、低水敷にかかる部分に成立しており、この点で石川の報告と一致している。人工的に造成された河原でも、天然の堆積物と同様に、植物は土壤環境の違いに応じて定着していることが明らかになった。

（2）マルバヤハズソウ型の立地環境の特性——礫河原植生にとっての好ましい立地環境

カララノギクの開花個体が多くみられたマルバヤハズソウ型は、群落高が平均35cmで低茎草本中心の群落であり、管理を停止した2005年にも植生量は増大せず、植生タイプの中ではもっとも礫河原らしい低茎草本群落であり、好ましい光環境が得られた立地と考えられた。さらに、表層砂礫、土壤、冠水状況の調査結果および主成分分析からマルバヤハズソウ型は以下のような条件が満たされた部分に成立していると考えられた。

- i) 礫間のマトリクス（細粒物質）が少ない。
- ii) 礫が浮石状態か、礫体積の2分の1以上が表層に現れる。
- iii) 土壤のシルト・粘土分画の割合が比較的高い。
- iv) 長径10～15cm程度の礫で構成されている。
- v) 冠水域と非冠水域の境界部で、砂が堆積しない。

i)、ii)については礫が多く、礫粒子同士が接しながら堆積している構造（伊勢屋 1990）といえる。したがって、マトリクスの充填程度が高く、個々の礫が砂の中に孤立して存在しているような状態ではない。このような礫からなる部分に隣接の実験地から種子散布されたカララノギクの開花個体が多いのは、倉本ほか（1997）によるカララノギクの実生のセーフサイトである石の陰が形成され、風で散布された種子が吹き溜まりとなって集まり、発芽に必要な水分条件が維持されやすい環境（倉本ほか 1997）が形成されているからであろう。表層の礫が浮石状態や2型礫であれば、上記のような石の陰が形成されるが、表層

の礫が砂に埋まり、マトリクス of 充填程度が高い 3 型礫で構成されている場合にはカワラノギクの実生は生育しにくいと考えられる。

さらにマルバヤハズソウ型の表層下部には、iii) のシルト・粘土が礫の間隙を埋め、それらが礫を強固に保持、固定していて、土壌採取しにくい硬い層が形成されていることが確認された。したがって表層下の部分が硬く堅固なため、表層の礫は埋まらずに浮石状態が持続されていると考えられる。このような堆積相は局所的に形成されていることが渡良瀬川で報告されている (小玉 1994)。造成以前の植生図 (畠瀬 2001) をみると、この部分は周囲とは異なって、ハリエンジュ群落ではなくクズ群落であったことから、造成以前の礫の堆積状況が再生植生に反映したものと考えられた。

カワラノギクの生育条件としては、その他に水面からの高さがやや高い中水地で、被度が低いところ (倉本ほか 1996)、水面からの高さが中程度で土壌の質が礫質の立地 (倉本 1995、倉本ほか 1993) などが明らかにされている。これらからマルバヤハズソウ型は、被度は低くはないものの、植生量の低さによって、光資源が確保され、冠水域と非冠水域の境界部で、砂が堆積せず、カワラノギクが生育しうるようなハビタットに成立した礫河原植生と考えられる。

一方、カタバエノコロ型は造成後の冠水によって砂が堆積しやすい立地に成立した植生である。2004 年 10 月の台風により、低水敷との間の崖が一部削られ、造成地の低い部分 (PQ7 と PQ8 の下流部、PQ9 の全域) の冠水により砂が堆積した。翌年の 2005 年には PQ7 の下流部にハリエンジュとヨモギが、PQ9 では外来種多年草オニウシノケグサの植生量が増大した。オニウシノケグサは秋早くから新芽が成長するため、砂の堆積による被度の減少がみられなかった。一方、マルバヤハズソウが急減したのは種子散布以前に冠水して砂に埋もれたか、散布された種子が砂の堆積により発芽不能となったか不明である。しかし、砂の堆積地の中からも翌年発芽した個体が確認されたため、前者ではないかと推測されるが、発芽実験などにより今後、確かめられる必要がある。したがって、今後も砂の堆積が続けばハリエンジュ、オニウシノケグサ、オギ、ヨモギなどが分布拡大していくと予想される。

以上から、造成礫河原に河原植生が復元され、メンテナンスフリーで持続するためには表層の礫が浮石状態かそれに近い状態であること、かつそのような状態が維持されていくためには表層下部に堅固な礫層が存在することが効果的であると考えられた。特に造成以前の植生がハリエンジュ林の場合には表層細粒土層とよばれる厚い砂の堆積層の存在 (李ほか 1998)、富栄養化した土壌、造成後の根萌芽による成長などの可能性を考慮して、造成礫層は薄い 1 層ではなく、より厚い礫層にすることが課題であると考えられた。また、表層細粒土層厚が 5cm を超えると地表に占める礫の割合は 0% 近くになることが明らかにされている (星野 2000)。したがって、河川の水量、勾配、比高などを考慮して、冠水による砂の堆積が生じ難くすることも重要な課題と考えられた。

(3) 造成礫河原における再生植生の管理について

人為的な影響の強い大都市を流下する河川の造成礫河原では、造成当初オオブタクサ、ヒメムカシヨモギ、オオアレチノギクなど1年生高茎草本で繁殖力の強い外来種、富栄養の攪乱地や畑などに生育する在来種のシロザ、2年生高茎草本のメマツヨイグサなどが優占した(表 4-1-1)。攪乱依存種のメマツヨイグサ(小林ほか 2004)は1年目の秋から多くのロゼットを形成し、2年目には好光環境によって活発な成長を遂げ優占した。これらの高茎草本繁茂が礫河原植生の復元を妨げると考えて実施された年1回(9月)~2回(6月、9~10月)の管理は効果的であった。

6月と9月の2回管理により、強力な繁殖力をもつ外来種の成長と種子散布が抑制され、短期間でオオブタクサやメマツヨイグサが減少し、在来の河原植物が生育できるような光環境をつくることができた。そのため、2年目の2003年には礫河原植物であるマルバヤハズソウの被度が高まり、実験地からの種子散布によるカワラノギクの発芽、開花も可能になり、礫河原らしい植生が部分的に創出された。この効果は管理1回区より管理2回区の方が大きく、砂の堆積がなく、マトリクスが充填していない1型、2型礫の多い部分でより顕著に現れた。

しかし、管理を休止した2005年には、それまで管理2回区であったPQ8の上流側で多年生草本の在来種ヨモギ、メドハギが巨大化し、出現種数も少なく、他の河原植物が生育できないような状況が一部にでき始めた。巨大化したヨモギ型の立地は河川生態学術研究会多摩川グループ作成の永田地区ベースマップによれば比高もPQ8の中ではもっとも高い部分であり、造成直前秋の植生図(畠瀬 2001)ではハリエンジュ林になっている。ハリエンジュ林は細砂やシルトからなる表層土壌の細粒土層厚が厚い部分に成立している(李ほか 1998、藤田ほか 2000)。よって造成時に投入された1層からなる造成礫層から侵入した根は次第に下部の富栄養な細粒土層に入り込んで伸長し、草丈1m以上に及ぶヨモギ群落が形成されたのではないかと推測された。したがって今後も、巨大化したヨモギ、メドハギの管理が必要である。さらにハリエンジュについては萌芽由来の個体の成長は早いと指摘されている(川池ほか 2001)。そのためのより効果的な駆除方法が求められる。

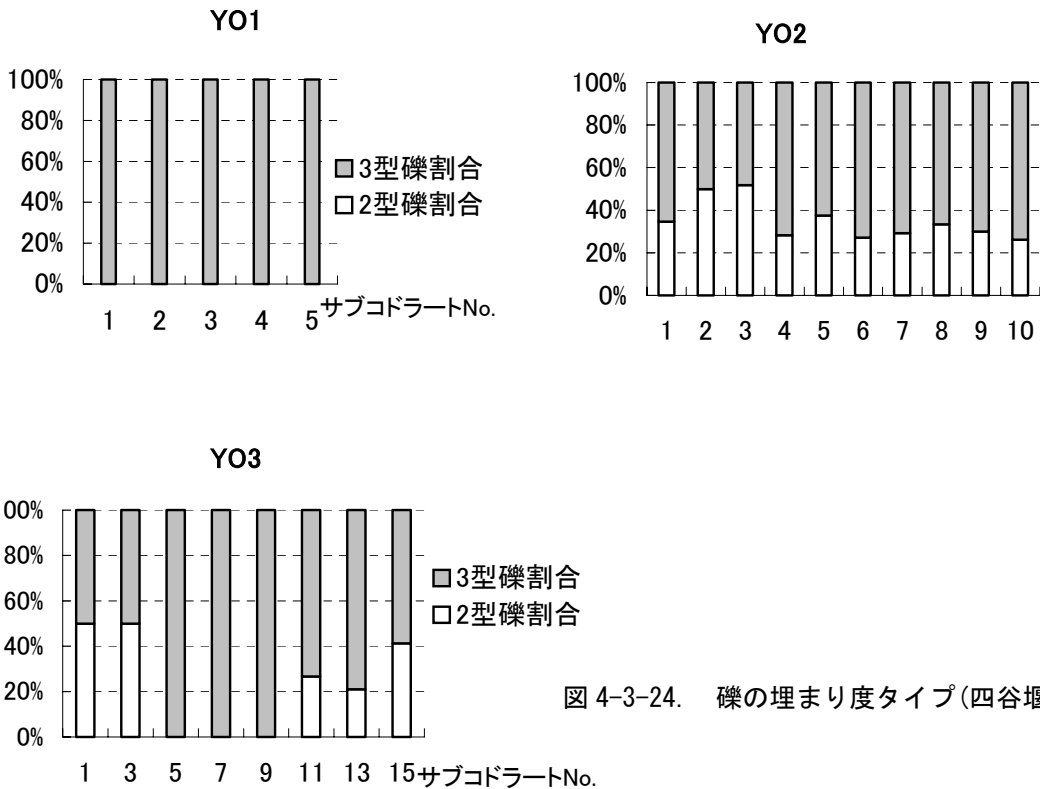


図 4-3-24. 礫の埋まり度タイプ(四谷堰地区)

表 4-3-6. 2002-2003 年の優占種の推移 (一澤ほか 2006)

| 年度 調査区 被度合計順位 | 2002 | | | 2003 | | |
|---------------------|----------|---------|----------|----------|----------|----------|
| | PQ7 | PQ8 | PQ9 | PQ7 | PQ8 | PQ9 |
| 1 | カタバエノコロ | シロザ | シロザ | カタバエノコロ | メマツヨイグサ | メマツヨイグサ |
| 2 | シロザ | オオブタクサ | オオブタクサ | メマツヨイグサ | ヒメムカシヨモギ | ヒメムカシヨモギ |
| 3 | メマツヨイグサ | メマツヨイグサ | ケアリタソウ | マルバヤハズソウ | カタバエノコロ | カタバエノコロ |
| 4 | オオブタクサ | カタバエノコロ | メマツヨイグサ | ヒメムカシヨモギ | マルバヤハズソウ | マルバヤハズソウ |
| 5 | エノコログサ | メヒシバ | コアカザ | ハリエンジュ | ハリエンジュ | ウシノケグサ類 |
| 6 | ハリエンジュ | コアカザ | マルバヤハズソウ | オオアレチノギク | ヨモギ | オオアレチノギク |
| 7 | ケアリタソウ | ハリエンジュ | エノコログサ | ヨモギ | メヒシバ | ネズミムギ |
| 8 | マルバヤハズソウ | ツルヨシ | ササガヤ | ハルジオン | ハルジオン | ヒメジョオン |
| 9 | メヒシバ | エノコログサ | ツユクサ | ヒメジョオン | ヒメジョオン | メヒシバ |
| 10 | ツユクサ | キクイモ | ヨモギ | メダハギ | オオアレチノギク | ハリエンジュ |

(4) 自然礫河原と造成礫河原の比較

多摩川中流域右岸の高水敷の自然礫河原には周囲の樹林化は進んでも、カワラノギク、カワラヨモギ、カワラナデシコ、カワラサイコなどの礫河原植物が残存する部分はまだ僅かに残っている。これらの礫河原植物が生育している自然礫河原と造成礫河原とでは植生

量に共通点がみられた。つまり管理を行っていた 2004 年の造成礫河原 (PQ7、PQ8、PQ9) では植生量が 2000 から 4000 前後であり、管理を停止した 2005 年の PQ7 の中央部の低茎草本群落、自然礫河原のカワラノギク自生地の中央部、四谷堰地区の Y01 から Y03 も 4000 前後であった (図 4-3-4a、図 4-3-4b、図 4-3-4c、図 4-3-15a、図 4-3-16)。したがって光資源の獲得という点から植生量 (出現種の被度と草丈の積) が 4000 以下という数値は一定の意味を持ちうると考えられた。

しかし、自然礫河原の表層砂礫は造成礫河原のマルバヤハズソウ型とは異なり、マトリクスに覆われていて、礫数は少ない。つまり、マトリクスの充填程度が高く、個々の礫が砂の中に孤立して存在しているような状態である。にもかかわらず同様の植生量であるということの背景には、表層の礫の間隙を埋める細粒物質が緻密で強固に礫を保持する固い砂礫層となっていて、表層下にハリエンジュが生育するような粗砂からなる細粒土層が無いのではないかと推測された。しかしこのことに関しては今後の研究課題であろう。

引用文献

- 畠瀬頼子 2001. 多摩川永田地区現存植生図 (2000 年秋季). 河川生態学術研究会多摩川グループ. リバーフロント整備センター, 東京.
- 星野義延 2000. 植生動態. (河川生態学術研究会編) 多摩川の総合研究, pp.640-666. リバーフロント整備センター, 東京.
- 藤田光一・塚原隆夫・服部敦・李参熙・渡辺智敏 2000. 物質現存量の推定—陸域. 河川生態学術研究会編「多摩川の総合研究」, pp.374-375. リバーフロント整備センター, 東京.
- 福田真由子・崎尾均・丸田恵美子 2005. 荒川中流域における外来樹ハリエンジュ (*Robinia pseudoacacia* L.) の初期定着過程. 日本生態学会誌 55 : 387-395
- 伊勢屋ふじこ 1990. 東河内沢における段丘堆積物の堆積構造 : 混合砂礫の流送・堆積にともなう堆積構造の形成. 昭和 62・63・平成元年度文部省科学研究費補助金 (一般研究 B) 研究成果報告書. pp.69-85.
- 石川慎吾 1988. 揖斐川の河辺植生. I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境. 日本生態学会誌 38 : 73-84
- 一澤麻子・長岡総子・畠瀬頼子 2006. 植物の種組成に及ぼした影響. (河川生態学術研究会多摩川研究グループ編) 多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—, 177-186. (財)リバーフロント整備センター, 東京.
- 川池芽美・熊谷雄介 2001. 多摩川におけるニセアカシアの成育について. (池谷奉文編) 多摩川河川敷におけるニセアカシアの分布拡大と生育環境に関する調査研究. 225 : 9-34. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- 小林美絵・倉本 宣 2004. オオマツヨイグサ, メマツヨイグサおよびコマツヨイグサの

- 種子発芽特性. 日本緑化工学会誌 30 : 3-8.
- 小玉芳敬 1994. 渡良瀬川下流部における河床勾配の急変と河床表面砂礫の堆積状況. 地理学評論 67A : 311-324.
- 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 15 : 1-120.
- 倉本 宣・井上 健 1996. 多摩川におけるカワラノギクの生育地の特性についての研究. ランドスケープ研究 59 : 93-96.
- 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. 1993. 造園雑誌 56 (5) : 163-168.
- 倉本 宣・加賀屋美津子・可知直毅・井上 健 1997. カワラノギクの個体群構造と実生定着のセーフサイトに関する研究. ランドスケープ研究 60 : 557-560.
- 宮脇 昭・奥田重俊・藤原睦夫編 1994. 改定新版 日本植生便覧. 至文堂、pp.910.
- 長岡総子・一澤麻子・畠瀬頼子 2006. カワラノギク自生地における河原植生の変化. 多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—(河川生態学術研究会多摩川研究グループ編), 263-274. (財) リバーフロント整備センター, 東京.
- 沼田 真 1978. 植物生態の観察と研究. pp.275. 東海大学出版, 東京.
- 沼田 真編 1977. 群落の遷移とその機構. pp.306. 朝倉書店, 東京.
- 岡崎正規 1978. 「図説日本の土壌」(山根一郎ほか著) pp.196. 朝倉書店, 東京
- 奥田重俊 1978. 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要 4 : 43-112.
- 奥田重俊・曾根伸典・藤間熙子・富士 堯 1979. 多摩川河川敷現存植生図. 財団法人 とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- 大島康行・小倉紀雄・河川生態学術研究会多摩川研究グループ 2003. 水のこころ誰に語らん. pp.190. リバーフロント整備センター, 東京.
- 李参熙・藤田光一・塚原隆夫・渡辺敏・山本晃一・望月達也 1998. 礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割. 水工学論文集 42 : 43-112.
- 島津 弘 1990. 東北地方の山地河川における礫径変化に基づいた流路の区分. 地理学評論 63A-8 : 487-507.
- 島谷幸宏 2003. 多摩川永田地区の河道修復. 応用生態工学 5 (2) : 233-240.
- 島谷幸宏・高野匡裕 2001. 多摩川永田地区における学術研究と河道修復(順応的管理の実践と課題). 河川技術に関する論文集 7 : 381-386.
- 曾根伸典・日野の自然を守る会 1991. 日野市の植生[II]. pp.134. 日野市, 東京.
- 森林立地調査法編集委員会編 1999. 森林立地調査法. pp.284. 博友社, 東京.
- 高橋俊守・皆川朋子・畠瀬頼子・加藤和弘 2005. 多時期の植生図を用いた河道内における侵略的外来種ハリエンジュ群落の変遷に関する研究. 環境情報科学論文集 19 : 365-

370.

山本晃一・藤田光一・望月達也・塚原隆夫・李参熙・渡辺敏 2000. 立地条件と植生繁茂との関係. (河川生態学術研究会編) 多摩川の総合研究. pp.640-666. リバーフロント整備センター, 東京.

5. 多摩川中流域における河川敷植生復元と管理に対する提言

一澤 麻子

5-1. 造成礫河原の植生とその立地に関する総合考察

造成礫河原に成立した植生の種組成を自然の礫河原植生と比較したところ、種の単位で見ると比較的多くの共通種が見られたが、群落単位では、最も先駆的な一・二年生草本群落であるアキノエノコログサーコセンダングサ群集のみが共通するにとどまった。アキノエノコログサーコセンダングサ群集は植被がまばらで群落内の光環境は良好なことから、この点からは造成礫河原に生育する生物に対して、ある程度礫河原らしい生育環境を提供していると考えられる。

しかし、礫河原造成直後から現在までの植生変化を植生図から見たところ、アキノエノコログサーコセンダングサ群集は全体として面積は変わらないものの、造成後の当初には広い範囲の比高の場所に出現していたが、4年経過後にはその年の出水によって冠水の影響を受けなかった比高の高い場所で減少傾向となった。そうした場所には多年草群落のメドハギーヨモギ群落が出現していた。このメドハギーヨモギ群落では、ヨモギやメドハギーが巨大化し他の植物を被陰してしまい、礫河原植生らしい環境とはいえない状況になりつつある。さらに、冠水の影響を受けやすい比高の低い場所であっても、砂が堆積した部分ではオギ群集が広がってきている。こうしたことから、冠水の影響を受けない場所や、砂が堆積した部分では礫河原植生以外の植生への変化が進んでいることがわかった。アキノエノコログサーコセンダングサ群集を存続させるには出水による冠水が必要であると同時に、砂が堆積しにくい条件も必要と考えられた。

ただし、アキノエノコログサーコセンダングサ群集では、自然の礫河原に特有のカワラヨモギやカワラハハコといったカワラハハコヨモギ群団の種の出現が少なかった。河原に特有の植物として知られる植物種が多く出現するタイプの植生はむしろ、さらに遷移が進んだ段階にあると考えられる多年生草本群落のマルバヤハズソウーカワラノギク群集やカワラヨモギーカワラサイコ群集などである。

マルバヤハズソウーカワラノギク群集は礫河原植生の中では先駆的なものであり、アキノエノコログサーコセンダングサ群集との共通性も高い。永田地区にはマルバヤハズソウーカワラノギク群集の自生地もあることから、同群集を永田地区における造成礫河原の復元植生の一つの目標として設定することができる。礫河原特有の植生が成立する環境の創出を目指すうえで、このような植生が存続しうる礫河原の条件を検討することは重要である。

まず、マルバヤハズソウーカワラノギク群集の自生地において同様の立地に成立し、競争する可能性のある群落にどのようなものがあるかを、植生図と地形データから抽出した。

ニッチ重複度指数を用いてマルバヤハズソウ・カワラノギク群集と同様の地形条件の場所に成立する植生を抽出したところ、多年生草本群落ではイヌドクサーシバ群落、ススキ群落、オギ群集、木本群落ではオニグルミ群落・ミズキ群落、ハリエンジュ群落に限られていた。このことから、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集の自生地の遷移が進んだ場合、ススキ群落やオギ群落などの多年生草本群落に変化したのち、オニグルミ群落・ミズキ群落やハリエンジュ群落などの高木群落へと変遷していくと考えられた。

永田地区のカワラノギク自生地について見たところ、マルバヤハズソウ・カワラノギク群集の植被率、群落高、遷移度などの変化はこの9年では少なく、この場所ではマルバヤハズソウ・カワラノギク群集は減少、衰退しつつあるとはいえ、比較的長い時間同じ場所で存続していたことが分かった。一方で、造成礫河原のうち管理を停止した場所では植被率や群落高、遷移度が急激な増加に転じた。ただし造成礫河原のB工区での植生変化にはばらつきが大きく、植生量の多いメドハギーヨモギ群落は、比高が高く洪水時に冠水を受けなかった場所に出現する傾向があった。このことは冠水を受けやすい地形条件には遷移が進行しにくい場所が存在する可能性を示唆していた。しかし、ハリエンジュ群落など冠水を受ける場所に出現した遷移度の高い群落もあった。河川の植生の生育が表層堆積物の状況に影響を受けるとする報告も多く、礫河原の植生の存続しやすい立地を検討するためには、地形条件に加えて表層堆積物などの条件も検討する必要があると考えられた。

そこで表層砂礫や土壌の条件について、植生との関係を調査、解析した。その結果、造成礫河原の植生は、土壌の粒径組成、礫の状態、全炭素・窒素含有量によく対応して成立しており、造成礫河原においても自然状態での堆積物に対するのと同様、植物は土壌環境の違いに応じて定着していることが明らかになった。

カワラノギクの開花個体が多く見られたマルバヤハズソウ型の群落は、管理を停止後も植生量が増大することなく、造成礫河原の中でもっとも礫河原らしい植生といえる。このマルバヤハズソウ型の群落の生育立地は、表層の礫が浮石状態か、礫間が細粒物質によってあまり充填されていない礫河原で、かつ表層下部にはシルトや粘土が礫を強固に固定している硬い層が形成されている立地であった。表層下の部分が硬く堅固なため、表層の礫が埋まらずに浮石状態が持続されていることで、カワラノギクなどの礫河原特有の種にとって望ましい生育環境が保たれていると考えられた。

一方で、造成後の冠水によって砂が堆積しやすい立地に成立したカタバエノコロ型の群落では、ハリエンジュやヨモギ、オニウシノケグサの植生量が増加し、マルバヤハズソウが減少していた。砂の堆積が続けば、ハリエンジュやヨモギ、オニウシノケグサが分布を拡大し、礫河原らしい環境は失われてゆくことが予想された。

こうしたことから、造成礫河原において河原植生が復元され、メンテナンスフリーで持続するためには、表層の礫が浮石状態かそれに近い状態であり、かつそのような状態が維持されていくために表層下部に堅固な礫層が存在することが効果的であると考えられた。

同時に、河川の水量、勾配、比高などを考慮して、出水による冠水は受けつつも、冠水による砂の堆積が生じ難くすることも重要な課題と考えられた。

5-2. 造成礫河原の計画・設計に関する提言

本研究から、造成礫河原の植生は地形条件や土壌条件と密接なかかわりがあることが分かった。造成によりあらたな礫河原を創設する場合に、こうした立地条件を設計プランに反映させることで、より自然に近い植生の再生、存続に役立つことが予想される。

地形条件としては、河川本流からの比高や冠水域が重要であった。出水による冠水は、礫河原の植生の維持に必要なだが、砂を堆積させないような微地形となるよう工夫する必要がある。

永田地区の造成礫河原の場合、2004年秋の出水時に砂が堆積したのは、比高2~3m、河道からの距離60~80mの場所で、冠水域の末端にあたる部分に砂の堆積が集中する傾向が見られた。こうした条件は、各河川や地点によって異なるため、出水時の冠水状況と砂の堆積状況について、より綿密な調査と予測が必要であろう。

土壌条件としては、造成礫河原に河原植生が復元され、メンテナンスフリーで持続するためには表層の礫が浮石状態かそれに近い状態であること、かつそのような状態が維持されていくためには表層下部に堅固な礫層が存在することが効果的であると考えられた。

永田地区の造成礫河原では、再生植生として理想的なマルバヤハズソウ型の群落の表層下部に、シルトや粘土が礫を強固に固定している硬い層が確認された。この層に支えられて、表層の礫は埋まらずに浮石状態が持続され、カララノギクなどの礫河原特有の種にとって望ましい生育環境を保っていた。

また、このマルバヤハズソウ型の群落は、造成前にクズ群落であった場所に分布していることが分かった。一方で造成前にハリエンジュ林であった場所では、遷移が進んだヨモギ型の群落が出現していた。造成以前の植生がハリエンジュ林の場合には、表層細粒土層とよばれる厚い砂の堆積層が存在することや、土壌が富栄養化していることが予想される。さらに造成によりハリエンジュの萌芽再生が促進されることも危惧される。こうした場所では遷移が進みやすいことから礫河原植生は維持されにくく、長期にわたる植生管理が必要になる可能性が高い。こうしたことから、礫河原植生を維持し、管理の必要性を最小限にとどめるためには、造成礫層は薄い1層ではなく、より厚い礫層にすることが効果的であると考えられた。

さらに、表層細粒土層厚が5cmを超えると地表に占める礫の割合は0%近くになることから、河川の水量、勾配、比高などを考慮して、冠水による砂の堆積が生じ難くすることも重要である。

一方、以上のことを考慮してより自然に近い立地環境を再現したにもかかわらず、在来

の礫河原固有種の参入がなかなか進まない場合、礫河原固有種の種子の存在が希薄である、および供給されにくい可能性が考えられる。さらには、近隣に礫河原の種の種子源がないことも疑われる。この状況が続く場合、遺伝的になく乱が起こらない範囲で、流域のほかの場所から人為的に種子を導入することを考えてもよいだろう。礫河原の在来種の種数や個体数が十分な群落が存在すれば、そこから種子を採取して播種することができる。また種数や個体数が十分でない場合は、土壌の撒きだしによりシードバンクを利用する方法もある。この方法では、さまざまな種の種子が存在するので、もとの群落の多様性が再現される可能性が高い。

ただし、礫河原の在来種でもカワラノギクやカワラニガナは種子の寿命が短く、永続的なシードバンクを形成しない。こうした種では播種を行う方法をとるか、土壌の撒きだし時期を種子散布後の早い時期に設定するべきだろう。

なお、河原に定着する外来種にはシードバンクをつくるものが多い。したがって、撒きだし用の土壌を採取する場合、シナダレスズメガヤやオニウシノケグサなど特に繁殖力の強い外来種の存在に留意し、その影響が極力無い場所から採取を行うようにする必要がある。

5-3. 造成礫河原の植生管理についての提言

永田地区の造成礫河原では、造成後当初から外来種の出現が多く、優占種もオオブタクサやメマツヨイグサといった外来種であることが多かった。これらの高茎草本を除去する目的で実施された、年1回(9月)~2回(6月, 9~10月)の植生管理は短期間で大きな効果を挙げ、外来種が優占する状況は免れるようになった(一澤ほか 2006)。良好な光環境が保たれたことで、マルバヤハズソウやカワラノギクといった礫河原特有の種の植被率が増加し、礫河原らしい植生が部分的に創出された。しかしこの植生管理は、メンテナンスフリーを目指す方針に基づき 2005 年からは停止されている。

今回の研究では、植生管理と立地条件との関連を調べた。その結果造成礫河原の B 工区では、植生管理を停止した 2005 年から急速に遷移度が増加する地点や、群落高、被度が増加して植生の量が増える地点が増加したが、変化にはかなりのばらつきが見られた。一方、選択的除草が続けられた A 工区ではカワラノギク自生地よりも遷移度が低く、群落高、被度とも低い状態が保たれていた。このことは、人工的に造成した永田地区の礫河原において、植生管理は植生の量の増加や遷移の進行を抑える効果がかかなり高いことを示している。

造成礫河原の造成時の土壌サンプルからは、造成後の初期に出現した植物の種子が多く含まれており、外来種も多く見られた(北村・星野 2003)。造成後の初期にはこうした外来種の種子が一斉に発芽、成長を始めると考えられるため、外来種除去のための管理は必

須であると思われる。

これまで永田地区で行われてきた植生管理の結果からは、年1回の管理よりも2回管理のほうがより外来種に対する除去効果が高いことが分かっている。これは外来の高茎草本が成長期を迎える前に除去されることで、在来種に対してよりよい光環境が保たれることと、成長した外来種の種子散布前に除去することで、新たな種子散布を防止することができるからと考えられる。管理を行った場合には、その効果により優占する外来種が入れ替わることもある。外来種の芽生えやロゼットの状況を観察し、これから増加する外来種を予測し、その種にあった除去対策を順次行うことも管理をより効果的にするためには必要であろう。

また永田地区の造成礫河原では、管理を停止した場合には植生が急速に変化する場所と、遷移が進行しないままの場所があることが分かった。遷移の進行が早かった場所は、2005年の秋にメドハギーヨモギ群落やハリエンジュ群落が分布していた場所であり、洪水時に冠水しなかった比高の高い場所であった。こうした場所は特に管理計画を周到にする必要がある。

さらにこの場所は、造成前にハリエンジュ林であったことが植生図から分かっている。ハリエンジュ林は細砂やシルトからなる表層土壌の細粒土層厚が厚い部分に成立している。造成時に敷設された1層からなる造成礫層の下部に、こうした富栄養な細粒土層が存在していることが推察され、ヨモギやメドハギはこの土層まで根を伸張し、養分を得て巨大化したと考えられる。この場合は今後も、巨大化したヨモギ、メドハギの管理を継続することが必要となるだろう。

管理の必要性を最小限にとどめるためには、造成前の植生によって立地を把握し、富栄養な土層が存在するなど、礫河原以外の植物が繁茂できる環境であることが予想される場所では、敷設する礫層を厚くするなどの工夫をする必要があろう。

河原の環境をより良く再生しようという試みは、短期間で終了するものではなく継続が必要である。これまでの調査により、多くのことが分かってはきたが、未知の事象もまだまだ多く、試行錯誤しながらの「順応的管理」(鷲谷・飯島 1999)が必要である。河原は人間とのつながりの歴史も深く、それぞれの地域独自の機能もあっただろう。湖再生の霞ヶ浦アサザプロジェクト(鷲谷・飯島 1999)やカワラノギクの保全活動(倉本ほか 1997; 倉本・小林 2002; 倉本・野村 2004)では、市民が大きな役割を果たし、優れた成果を挙げている。河原再生の試みに、地域住民が参加しやすい仕組みを作り、研究者の知識を共有し、より地域に密着し継続的な事業が行われれば、再生される河原と地域住民との双方に良い効果が現れることが期待される。

引用文献

- 一澤麻子・長岡総子・畠瀬頼子 2006. 植物の種組成に及ぼした影響. (河川生態学術研究会編) 多摩川の総合研究－永田地区の河道修復－, 177-186. (財) リバーフロント整備センター, 東京.
- 北村直也・星野義延 2003. 多摩川中流域における河川堆積物のシードバンク. 植生学会 8回大会講演要旨集 B11.
- 倉本宣・小林美絵 2002. 多摩川におけるカワラノギクのレストレーション. ランドスケープ研究 65 (4) : 298-301.
- 倉本宣・野村康弘 2004. 多様な市民との協働による絶滅危惧植物カワラノギクの復元における合意形成. 日本緑化工学会誌 29 (3) : 408-411.
- 倉本宣・鷺谷いづみ・北野健・井上健 1997. 多摩川におけるカワラノギクの種子による移植. 環境システム研究 25 : 19-24.
- 鷺谷いづみ・飯島博 1999. よみがえれアサザ咲く水辺－霞ヶ浦からの挑戦. pp.229. 文一総合出版, 東京.

「^た多^ま摩^が川^わ中^{ちゆう}流^{りゆう}域^{いき}における^か河^{せん}川^し敷^し植^{しよく}生^{せい}の^ふ復^{くげん}元^{かんり}と^{けん}管^{きゆう}理^{ゆう}について^{けん}の^き研^{ゆう}究^{ゆう}」

(研究助成・学術研究 VOL. 35-N0. 261)

著者 ^{いちさわ}一澤 ^{あさこ}麻子

発行日 2007年3月31日

発行者 財団法人 とうきゅう環境浄化財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141