

様式 8

## 河川基金助成事業

### 「鬼怒川での環境に配慮した高水敷掘削の 効果検証」

助成番号：2018 - 5211 - 008

(国研) 土木研究所自然共生研究センター  
研究員 森 照貴

2019 年度

1. はじめに.....	1
2. 環境配慮型の高水敷掘削.....	3
2.1. 基本デザイン.....	3
2.2. 鬼怒川における適用.....	4
3. 調査手法.....	6
3.1. 調査日時と場所.....	6
3.2 調査項目.....	6
3.1.1 植物群集調査.....	6
3.1.2 土壌環境調査.....	6
3.3 調査手順.....	7
4. 結果と考察.....	9
4.1 景観面での変化.....	9
4.2 植物相.....	9
4.3 植物群集 ( $\gamma$ 多様性).....	15
4.4 植物群集 ( $\alpha \cdot \beta$ 多様性).....	17
5. 河川事業等の推進に寄与することが期待される効果.....	19
6. 引用.....	20

## 1. はじめに

鬼怒川は栃木県日光市の鬼怒沼を源流とし、市街地の広がる栃木県および茨城県を流下した後、利根川に合流する一級河川である。2015年に発生した台風18号は鬼怒川流域に大雨をもたらし、大規模な水害をもたらしたが、その大部分は下流域の茨城県常総市に集中した（平成27年9月関東・東北豪雨）。常総市で発生した被害は、鬼怒川左岸で起きた越流および破堤による外水氾濫によって生じたものであり（写真1.1, 1.2）、小貝川右岸側にかけての常総市一帯（約40 km<sup>2</sup>）が水没するに至った<sup>1)</sup>。この災害を契機に、鬼怒川下流域における「水防災意識社会」の再構築を目指す「鬼怒川緊急対策プロジェクト」が実施されることとなった。国、茨城県、常総市など7市町が主体となり、ハード対策とソフト対策が一体となったプロジェクトであり、ハード対策としては被害の大きかった鬼怒川下流域を中心に、堤防整備（かさ上げ・拡幅）、漏水対策、河道掘削等が計画され、現在も進められている（平成27年度～平成32年度の6年間で予定）。

治水機能の向上を目的とする河道掘削は鬼怒川も含め、全国で実施されており、目標流量を流下させるために必要な河道断面（河積）の確保が進められている。河道掘削には低水路（流路）を掘削する方法と、高水敷（河岸から堤防にかけての陸域）を掘削する方法があり、低水路を拡幅するような場合は高水敷の縮小となる。鬼怒川では高水敷の掘削が計画され、当初の案では低水位に合わせて水平な地盤が広がる単純な掘削形状が予定されていた。しかし、高水敷掘削は氾濫原環境の創出機会でもあり<sup>2)</sup>、生物多様性の保全に寄与する可能性も高く、デザイン面での工夫が求められる。

河川が洪水時に冠水する領域を氾濫原と呼び、陸域と水域の中間的な特徴を持つ。この氾濫原には、冠水という特徴的な現象に適応した生物が多数生息することから、生物多様性保全の観点から重要な場所の一つとして挙げられる<sup>3)</sup>。河川沿いに連続した堤防が築かれる前は、河川近傍だけでなく後背湿地も含めた広大な面積が氾濫原として存在していた<sup>2)</sup>。しかし、現在では氾濫原特有の環境を有する



写真 1.1 越流点（若宮戸）<sup>1)</sup>



写真 1.2 破堤点（三坂町）<sup>1)</sup>

場所は、水田・農業用水路と堤防に挟まれた河川近傍にわずかに残る領域（河道内氾濫原）に限定されている<sup>2)</sup>。さらに、近年では様々な人為的な影響により流路が深くなり（河床低下）、流路の水位と陸域（砂州）の地盤高との間で高低差（比高）の拡大が生じた結果（写真1.3）、砂洲が冠水する頻度の減少が生じた。このような砂州では、樹木が繁茂するようになり（樹林化）、河川近傍においても洪水時に冠水する氾濫原環境の縮小や湿性植物の生息域の減少が生じている。そのため、高水敷の掘削を行う際にも、生物多様性の保全など環境の観点から掘削形状を工夫する必要性が言及されているが<sup>2)</sup>、実際に高水敷掘削の形状について検証を行った事例は極めて乏しい。そこで、鬼怒川で計画された高水敷掘削に対し、2016年に著者らが環境に配慮した形状を提案したことで、実際にその基本形状を反映した掘削が行われることとなった。この環境配慮型の掘削の効果を検証するために、掘削の実施前（2016年）と実施直後（2017年）に調査を行ったものの、事業の実施直後の時点では、まだ裸地が広がっていることから（写真1.4）、植物の種数や種構成に大きな変化が生じるものと予想された。



写真 1.3 水域と陸域の間にある比高差



写真 1.4 高水敷掘削の直後の様子

自然再生をはじめとする環境に関する事業の効果を計るうえで、処理以前と以後で処理群と対照群を比較する

Before-After Control-Impact (BACI) デザイン（図1.1）に基づいた計画的な調査の重要性が示されている<sup>4)</sup>。このBACIデザインは、より簡素なデザインである処理前のデータを用いないControl-Impact (CI) デザインや対照群のないBefore-After (BA) デザイン、処理前のデータ及び対照群がないAfterデザインに比べて、客観的な効果の

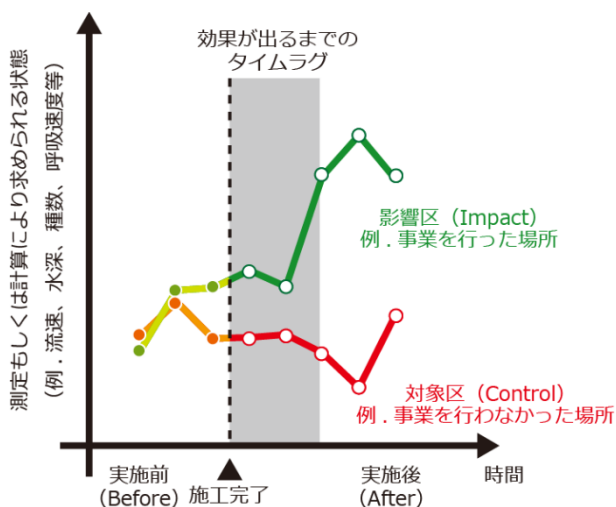


図 1.1 BACI デザインの模式図



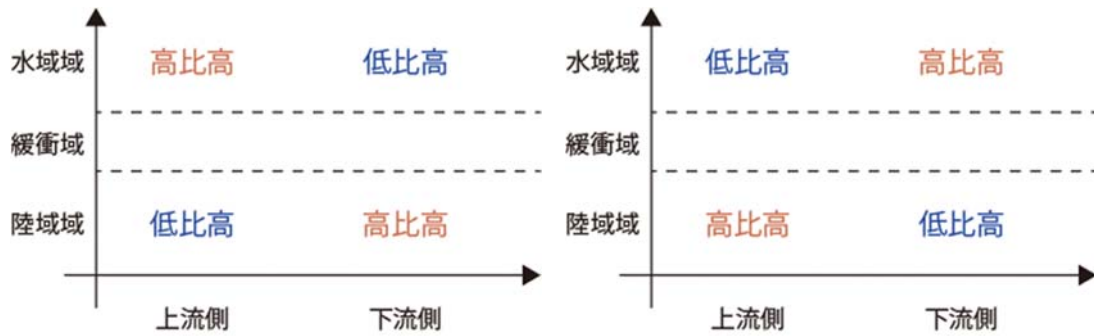


図 2.2 環境配慮型の高水敷掘削の形状に基づいた陸域側（堤防側）—水域側（流路側）、上流側—下流側といった2つの軸における低比高と高比高の設定。水域側が下流方向に下がっていく一方、陸域側が下流方向に上がっていく形状における設定（a）と水域側が下流方向に上がっていく一方、陸域側が下流方向に下がっていく形状における設定（b）の2種類が考えられる

## 2.2. 鬼怒川における適用

鬼怒川で行われた高水敷の掘削は、著者らが提案した環境配慮型のデザインをベースとして行われた。掘削予定の砂洲については長さや幅だけでなく、陸域側（堤防側）と水域側（流路側）、上流側と下流側の高低差が個々に違っており、提案した環境配慮型のデザイン通りとはなっていない。しかし、10か所以上の砂洲（高水敷）で様々な地盤高を有する環境配慮型の掘削が行われた。このうち、本研究では掘削が行われた2か所（図2.3）を効果を検証する調査対象とした。



図 2.3. 鬼怒川における調査地点

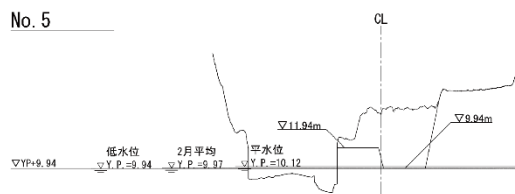
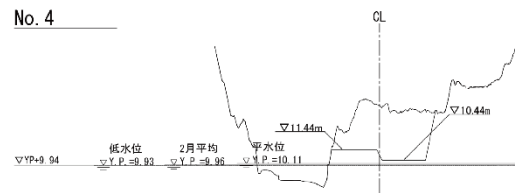
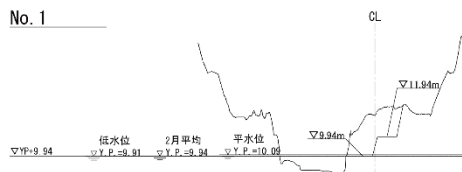
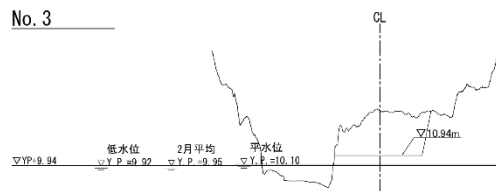
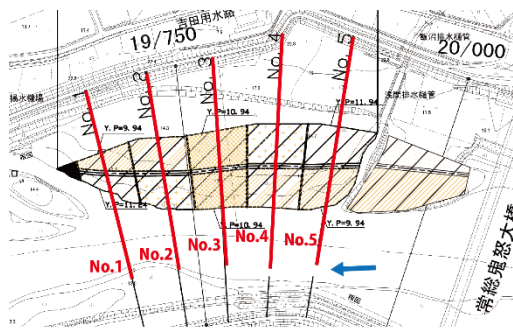


図 2.4 調査地 A での横断形状

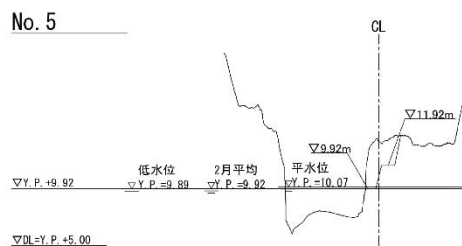
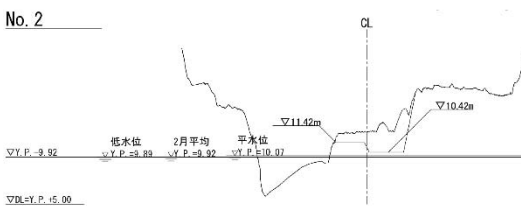
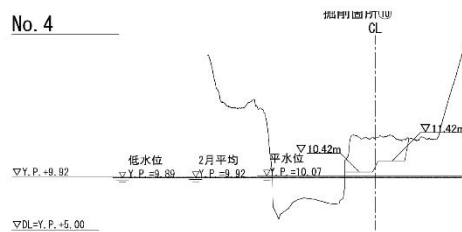
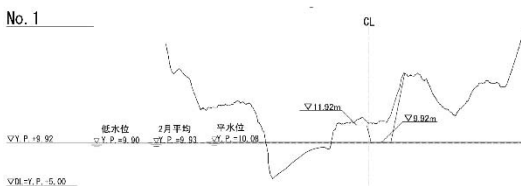
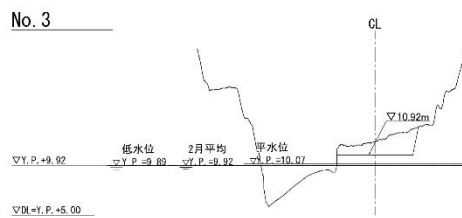
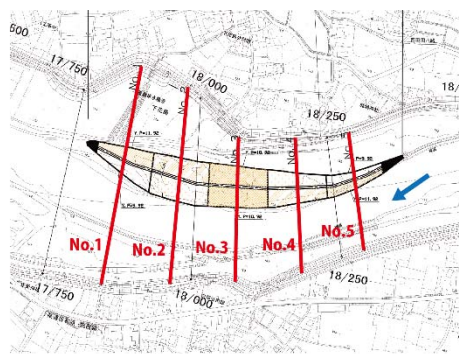


図 2.5 調査地 C での横断形状

調査地Aは利根川との合流点から約20 km地点（距離標）に、調査地Cは合流点から約17.5 km地点に位置し、どちらも2017年度に掘削が行われた。調査地Aの掘削形状はデザインA（図2.1）に該当し、水域側が下流方向に下がっていく一方、陸域側が下流方向に上がっていく形状となっている（図2.4）。そして、調査地Cの掘削形状はデザインB（図2.1）に該当し、水域側が下流方向に上がっていく一方、陸域側が下流方向に下がっていく形状となっている（図2.5）

### 3. 調査手法

#### 3.1. 調査日時と場所

2018年度の主要な調査は、7月31日から8月2日、および6日に行い、2019年度の主要な調査は7月22日から24日に行った。本研究では、環境配慮型の高水敷掘削が行われた2か所（調査地AおよびC、図2.3）とともに、掘削が行われていない調査地Bを調査地点AとCの中間に設定し（図2.3）、BACIデザインに基づいたモニタリングを行った。

調査地AおよびCで行われた高水敷掘削は図2.1で示した基本デザインに基づいており、水面と比高が異なる水平面が6か所、その間をつなぐ斜面が4か所あり、計10か所に区分することができる（図2.1）。この区分された面ごとに、調査地点（1m × 1 mのコードラート）を4か所ずつランダムに設定した（計40地点、図3.1）。堤防側の調査地点については丸と、河川側の調査地点についてはWと表記し、上流側の調査地点から1とナンバリングし、各面の4か所については、例えばL1-1、L1-2、L1-3、L1-4もしくはW1-1、W1-2、W1-3、W1-4として示すこととした。掘削後の調査においては、設定した調査地点が水面下となっている場合もあり、水深が10 cmを越えた場合には調査は行わず、水草の有無を確認した。各調査地点の位置については、2016年度の掘削前に決めたものの、高水敷であるため永久プロットとして現地に目印を設置することは困難である。そのため、GPSに位置情報を記録し、現地にて調査地点を探索することとした。

#### 3.2 調査項目

##### 3.1.1 植物群集調査

各調査地において、設定した40個のコードラート（1 m × 1 m）に含まれる全ての植物種を同定後、各種の被度割合と頻度を計数した。被度割合とは1 m × 1 mのコードラートにおいて、上から見たときに各種が葉などで覆っている面積の割合であり、各種の合計値が100%を超えることはない。頻度とはコードラートをマス目上に9つのサブコードラートに分け、各種が9つのサブコードラートのうち何箇所から生えているかを数えたものである。つる性植物のように、コードラート内で葉や茎が観察されるものの地面から生えていないような場合、頻度は0とする。そのため、種ごとの頻度は0から9の間の数値を取る。被度割合と頻度を調査した後、このコードラート内の植物高（最大値）も計測した。

##### 3.1.2 土壌環境調査

1 m × 1 mのコードラートにおける植物群集調査の後、土壌の含水率、土壌硬度および土性を測定した。含水率はTDR方式のハンディ土壌水分計を用い、硬度は山中式土壌硬度計を用いて計測し



た。どちらも、コドラート内で3回の測定を行った。土性については日本ペドロロジー学会による土壌調査ハンドブック改訂版に基づき、7段階の中から判別を行った（表 3.1）

表 3.1 土性判定の目安

土性	判定法
砂土 (S)	ほとんど砂ばかりで、ねばり気を全く感じない。
砂壤土 (SL)	砂の感じが強く、ねばり気はわずかしかない。
壤土 (L)	ある程度砂を感じ、ねばり気もある。砂と粘土が同じくらいに感じられる。
シルト質壤土 (SiL)	砂はあまり感じないが、サラサラした小麦粉のような感触がある。
埴壤土 (CL)	わずかに砂を感じるが、かなりねばる。
軽埴土 (LiC)	ほとんど砂を感じないで、よくねばる。
重埴土 (HC)	砂を感じないで、非常によくねばる。

### 3.3 調査手順

本研究では基本的に3人で1班となり、以下の順で調査を行った。

1. GPS 担当者が、GPS に入力されている調査地点を探索し、コドラートを確定する。
2. GPS 担当者と野帳担当者が協力して、土壌含水率および土壌硬度を計測し、土壌を採取してチャック付ポリエチレン袋に入れる。
3. 植物同定担当者は、土性を見定めた後、1 m×1 m のコドラート内の植物を同定し、被度割合と頻度を読み上げる。最後に、コドラート内の植物の最大高を計測する。野帳担当者は読み上げられたデータをすべて記入する。
4. GPS 担当者は、植物の同定などを実施している間に、次の調査地点の探索を行う。
5. 以下、1 から 4 を繰り返す。

(a) 調査地 A (デザイン A を採用) : 19.75 kp 付近 右岸側



(b) 調査地 B (非掘削地) : 19.00 kp 付近 左岸側



(c) 調査地 C (デザイン B を採用) : 17.75 kp 付近 右岸側



図 3.1 調査地 A, B, C における調査地点の設定

## 4. 結果と考察

### 4.1 景観面での変化

2016年から2019年にかけて行った4年間の調査の結果、掘削前の2016年には全ての調査地において植物の背丈は高く被度も大きく（図4.1）、鬱蒼とした状況であった（写真4.1）。2017年は調査地AおよびCにて掘削が行われた直後（一部、工事中）であり、平均最大植物高および合計被度は前年の2016年から大きく減少していた（図4.1）。一方、非掘削地である調査地Bにおいては、ほとんど変化が見られなかった（図4.1）。掘削から約1年が経過した2018年には最大植物高と合計被度は大きく回復し、2016年近い状況となった。ただし、調査地AおよびCにおいて、2016年に比べて2018年の方がバラつき（標準誤差）が大きく、掘削後はまだ背の低い植物が繁茂している状況も多く見られた（写真4.1）。さらに1年が経過した2019年は、2018年と最大植物高と合計被度にあまり変化はなく、草地の高さや被度といった特性については掘削から約1年で急速に回復することが明らかとなった。

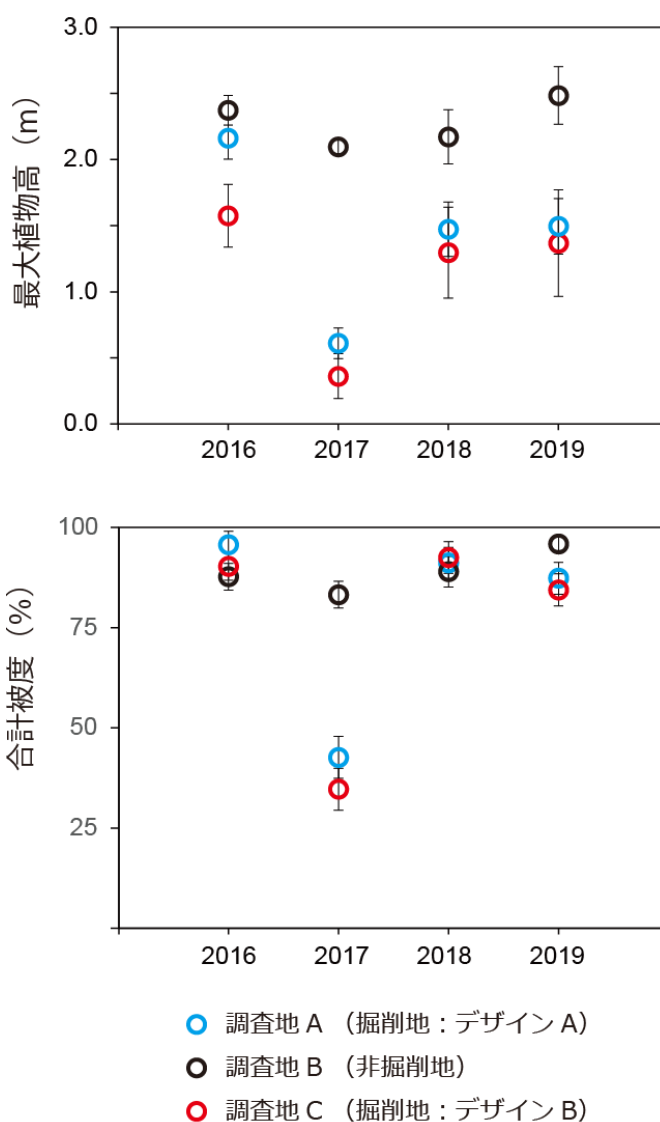


図 4.1 平均最大植物高と合計被度の年変化

### 4.2 植物相

調査地A、B、Cにおける4年間の調査の結果、265種の生育が確認された（表4.1）。そのうち、88種が外来種であり、幅広く生態系等に被害を及ぼすおそれのある外来種（生態系被害防止外来種リスト）として選定されている植物も34種がみられた。一方、絶滅危惧種など河川水辺の国勢調査で重要種とされている植物については6種が見つかり、絶滅危惧II類と準絶滅危惧に該当するものであった。

(a) 2016年



(b) 2017年



(c) 2018年



(d) 2019年



写真 4.1 2016年から2019年における景観の変化

表 4.1 2016 年から 2019 年にかけて観察された植物種

目和名	科和名	属和名	水国リスト対応種名
大葉シダ綱			
ウラボシ目	コウヤワラビ科	コウヤワラビ属	コウヤワラビ
トクサ目	トクサ科	トクサ属	スギナ、トクサ
真正双子葉類			
アオイ目	アオイ科	フヨウ属	ムクゲ
アブラナ目	アブラナ科	アブラナ属	カラシナ、セイヨウアブラナ
		イヌガラシ属	イヌガラシ、キレハイヌガラシ、コイヌガラシ、スカシタゴボウ
		グンバイナズナ属	グンバイナズナ
		タネツケバナ属	オオバタネツケバナ、タネツケバナ
		ナズナ属	ナズナ
		マメグンバイナズナ属	マメグンバイナズナ
ウリ目	ウリ科	アマチャヅル属	アマチャヅル
		アレチウリ属	アレチウリ
		スズメウリ属	スズメウリ
カタバミ目	カタバミ科	カタバミ属	オッタチカタバミ、カタバミ
キク目	キク科	アキノキリンソウ属	セイタカアワダチソウ
		アキノノゲシ属	アキノノゲシ
		アザミ属	アメリカオニアザミ、ヨシノアザミ
		アズマギク属	アレチノギク、オオアレチノギク、ハルジオン、ヒメジョオン、ヒメムカシヨモギ
		オナモミ属	オナモミ
		オニタビラコ属	オニタビラコ
		キンケイギク属	オオキンケイギク、キンケイギク、ハルシヤギ
		コゴメギク属	ハキダメギク
		センダングサ属	アメリカセンダングサ、コセンダングサ
		タカサブロウ属	アメリカタカサブロウ
		チチコグサモドキ属	ウラジロチチコグサ、チチコグサモドキ
		チチコグサ属	チチコグサ
		トキンソウ属	トキンソウ
		ノゲシ属	オニノゲシ、ノゲシ
		ノボロギク属	ノボロギク
		ハハコグサ属	セイタカハハコグサ、ハハコグサ
		ブタクサ属	オオブタクサ
		ホウキギク属	ヒロハホウキギク、ホウキギク
		ヨモギ属	オオヨモギ、カワラヨモギ、ヨモ
キントラノオ目	オトギリソウ科	オトギリソウ属	オトギリソウ
	コムカンソウ科	コムカンソウ属	コムカンソウ
	トウダイグサ科	アカメガシワ属	アカメガシワ
		エノキグサ属	エノキグサ

		トウダイグサ属	オオニシキソウ、コニシキソウ
	ヤナギ科	ヤナギ属	オノエヤナギ、カワヤナギ、コゴメヤナギ、ジャヤナギ、タチヤナギ、マルバヤナギ
キンポウゲ目	メギ科	メギ属	メギ
シソ目	アゼナ科	アゼナ属	アゼナ、アメリカアゼナ、タケトアゼ
	オオバコ科	オオバコ属	オオバコ、ツボミオオバコ
		クワガタソウ属	オオイヌノフグリ、オオカワヂシャ、カワヂシャ、タチイヌノフグリ、ムシク
	キツネノマゴ科	キツネノマゴ属	キツネノマゴ
	クマツヅラ科	クマツヅラ属	アレチハナガサ
	サギゴケ科	サギゴケ属	トキワハゼ
	シソ科	イヌコウジュ属	ヒメジソ
		カキドオシ属	カキドオシ
		クルマバナ属	クルマバナ
		シロネ属	シロネ
		ニガクサ属	ニガクサ
		メハジキ属	メハジキ
セリ目	セリ科	セリ属	セリ
		ツボクサ属	ツボクサ
		ヤブジラミ属	オヤブジラミ、ヤブジラミ
ナス目	ナス科	クコ属	クコ
		ナス属	アメリカイヌホオズキ、イヌホオズキ
	ヒルガオ科	ヒルガオ属	コヒルガオ、ヒルガオ
ナデシコ目	ザクロソウ科	クルマバザクロソウ属	クルマバザクロソウ
		ザクロソウ属	ザクロソウ
	スベリヒユ科	スベリヒユ属	スベリヒユ
	タデ科	イヌタデ属	アキノウナギツカミ、イシミカワ、イヌタデ、オオイヌタデ、ママコノシリヌグイ、ミゾソバ、ヤナギタ
		ギシギシ属	アレチギシギシ、エゾノギシギシ、ギシギシ、スイバ、ナガバギシギ
	ナデシコ科	コモチナデシコ属	コモチナデシコ
		ツメクサ属	ツメクサ
		ノミノツヅリ属	ノミノツヅリ
		ハコベ属	ウシハコベ、コハコベ、ノミノフス
		マンテマ属	ムシトリナデシコ
		ミミナグサ属	オランダミミナグサ
	ヒユ科	アカザ属	コアカザ、シロザ
		アリタソウ属	アリタソウ、ゴウシュウアリタソウ
		イノコヅチ属	イノコヅチ、ヒナタイノコヅチ
		ヒユ属	アオゲイトウ、ホナガイヌビユ
	ヤマゴボウ科	ヤマゴボウ属	ヨウシュヤマゴボウ
バラ目	アサ科	カラハナソウ属	カナムグラ
		ムクノキ属	ムクノキ
	イラクサ科	ヤブマオ属	カラムシ
	バラ科	キジムシロ属	オキジムシロ、オヘビイチゴ、カワラサイコ、コバナキジムシロ、ヘビイチ

		バラ属	ノイバラ
フウロソウ目	フウロソウ科	フウロソウ属	アメリカフウロ
ブドウ目	ブドウ科	ノブドウ属	ノブドウ
		ヤブカラシ属	ヤブカラシ
フトモモ目	アカバナ科	チョウジタデ属	チョウジタデ
		マツヨイグサ属	アレチマツヨイグサ、オオマツヨイグサ、コマツヨイグサ、マツヨイグサ、メマツヨイグサ、ユウゲシヨウ
	ミソハギ科	ヒメミソハギ属	ホソバヒメミソハギ
ブナ目	クルミ科	クルミ属	オニグルミ
マツムシソウ目	ガマズミ科	ニワトコ属	ニワトコ
マメ目	マメ科	カワラケツメイ属	カワラケツメイ
		クサネム属	クサネム
		クズ属	クズ
		シバハギ属	アレチヌスビトハギ
		シャジクソウ属	シロツメクサ、ムラサキツメクサ
		ソラマメ属	クサフジ、ヤハズエンドウ
		ダイズ属	ツルマメ
		ヌスビトハギ属	ヌスビトハギ
		ノササゲ属	ノササゲ
		ハギ属	メドハギ
		ヤハズソウ属	マルバヤハズソウ、ヤハズソウ
		ヤブマメ属	ヤブマメ
ムクロジ目	ニガキ科	ニワウルシ属	ニワウルシ
ムラサキ目	ムラサキ科	キュウリグサ属	キュウリグサ
		ハナイバナ属	ハナイバナ
ユキノシタ目	アリノトウグサ科	フサモ属	オオフサモ
	タコノアシ科	タコノアシ属	タコノアシ
リンドウ目	アカネ科	オオフタバムグラ属	オオフタバムグラ
		ヘクソカズラ属	ヘクソカズラ
		ヤエムグラ属	ハナムグラ、ヤエムグラ
	キョウチクトウ科	イケマ属	イケマ
		ガガイモ属	ガガイモ
イネ目	イグサ科	イグサ属	アオコウガイゼキシヨウ、イグサ、クサイ、コウガイゼキシヨウ、コゴメイ、タチコウガイゼキシヨウ、ハナビゼキシヨウ、ハリコウガイゼキシヨウ、ヒロハノコウガイゼキシヨ
	イネ科	アシボソ属	アシボソ
		アワガエリ属	オオアワガエリ
		アワ属	アキノエノコログサ、エノコログサ、キンエノコロ、ムラサキエノコロ
		イチゴツナギ属	オオスズメノカタビラ、ナガハグサ
		エゾムギ属	カモジグサ
		オヒシバ属	オヒシバ
		カズノコグサ属	カズノコグサ

		カゼクサ属	カゼクサ、コスズメガヤ、シナダレスズメガヤ、ニワホコリ
		カモガヤ属	カモガヤ
		カラスムギ属	カラスムギ
		キビ属	オオクサキビ、ヌカキビ
		クサヨシ属	クサヨシ
		コブナグサ属	コブナグサ
		ススキ属	オギ
		スズメノチャヒキ属	イヌムギ、キツネガヤ、ノゲイヌム
		スズメノテッポウ属	スズメノテッポウ
		チガヤ属	ケナシチガヤ
		チゴザサ属	チゴザサ
		ナギナタガヤ属	ナギナタガヤ
		ヌカボ属	コヌカグサ
		ネズミムギ属	ドクムギ、ネズミムギ、ホソム
		ハルガヤ属	ハルガヤ
		ヒエガエリ属	ヒエガエリ
		ヒエ属	イヌビエ、ケイヌビエ
		マコモ属	マコモ
		メダケ属	アズマネザサ、メダケ
		メヒシバ属	コメヒシバ、メヒシバ
		メリケンカルカヤ属	メリケンカルカヤ
		モロコシ属	セイバンモロコシ
		ヨシ属	ツルヨシ、ヨシ
	ガマ科	ガマ属	ガマ、ヒメガマ
	カヤツリグサ科	アブラガヤ属	アブラガヤ、マツカサススキ
		ウキヤガラ属	ウキヤガラ
		カヤツリグサ属	アオガヤツリ、アゼガヤツリ、ウシクグ、カヤツリグサ、カワラスガナ、カンエンガヤツリ、コアゼガヤツリ、コゴメガヤツリ、タマガヤツリ、チャガヤツリ、ヌマガヤツリ、ハマスゲ、ヒナガヤツリ、ミズガヤツリ、メリケンガヤツ
		スゲ属	アゼナルコ、ミコシガヤ
		テンツキ属	アゼテンツキ、テンツキ、ヒデリ
		フトイ属	サンカクイ、フトイ
		ホソガタホタルイ属	イヌホタルイ
		ミカヅキグサ属	イガクサ
オモダカ目	オモダカ科	サジオモダカ属	サジオモダカ
	サトイモ科	アオウキクサ属	アオウキクサ
		ウキクサ属	ウキクサ
		コカナダモ属	コカナダモ
ツユクサ目	ツユクサ科	ツユクサ属	ツユクサ
	ミズアオイ科	ミズアオイ属	コナギ
ヤマノイモ目	ヤマノイモ科	ヤマノイモ属	オニドコロ



### 4.3 植物群集 ( $\gamma$ 多様性)

掘削地（調査地 A、C）および非掘削地（調査地 B）において、各 40 か所のコードラートにて行ったモニタリングの結果について、ここではコードラートを集約して得られる調査地全体の種数（ $\gamma$  多様性）について示す。本研究により、高水敷の掘削を行うことで種数が増加することが明らかとなった（図 4.2）。4 年間の調査により、掘削を行わなかった調査地 B では 50 種から 74 種と安定していたが、調査地 A および C では掘削を行った 2017 年には減少したものの、翌年の 2018 年および 2019 年には施工前よりも種数が多くなっていた。ただし、高水敷には数多くの帰化植物（外来種）がみられ、掘削を行うことで在来種の種数も増える一方、外来種の種数も増えてしまっていた（図 4.3）。掘削のデザインが異なる調査地 A と調査地 C の傾向を見ると、2018 年には調査地 A の種数が調査地 C よりも多くなっていたが、2019 年には同程度となっていた。どちらのデザインが生物多様性の保全にとって効果的であるかは、2020 年以降の変化を見る必要があるが、在来種の増加が多かったデザイン A の方がより種数を増やす可能性が示唆された。

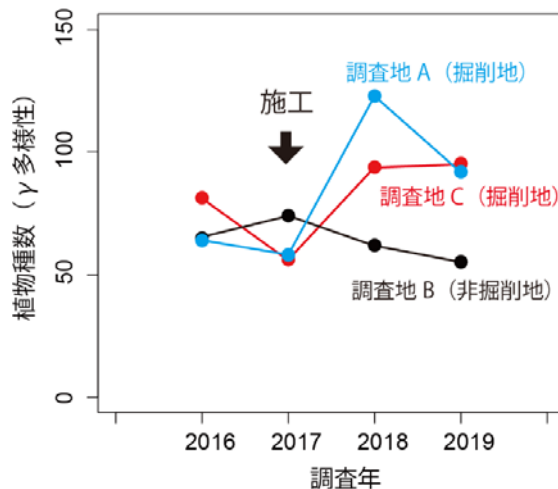


図 4.2 各調査地における植物種数の変化

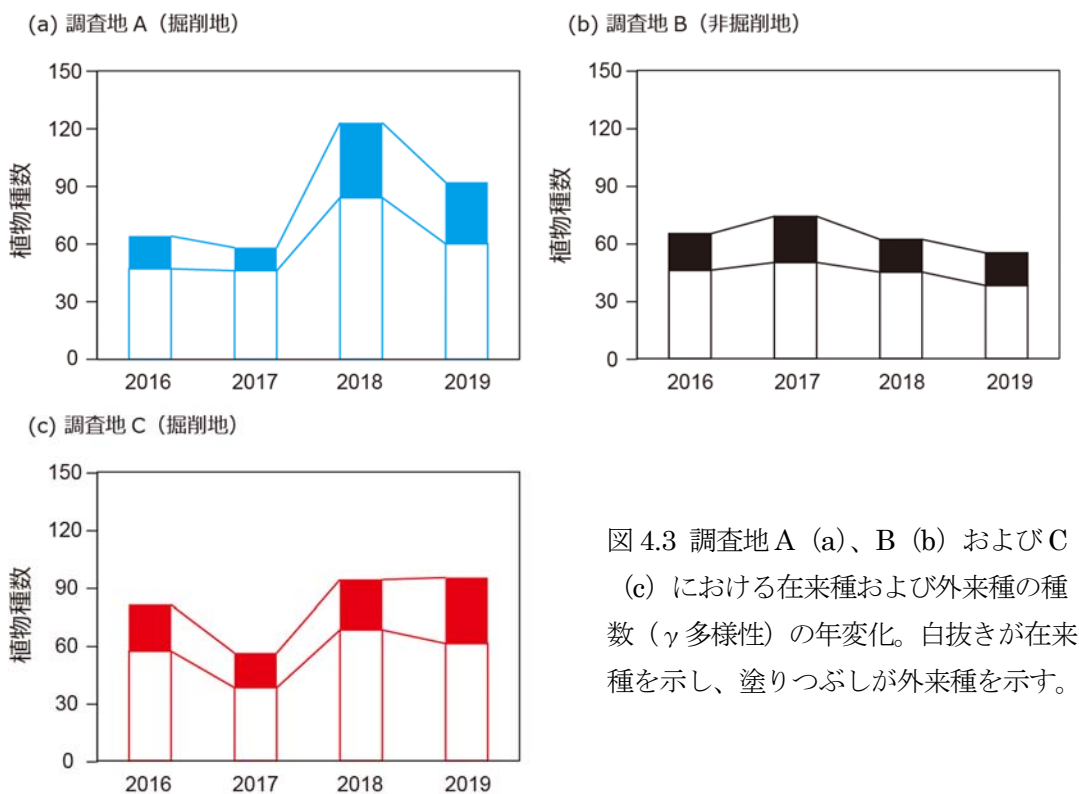
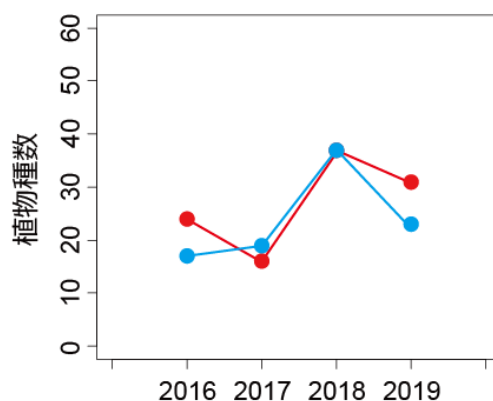


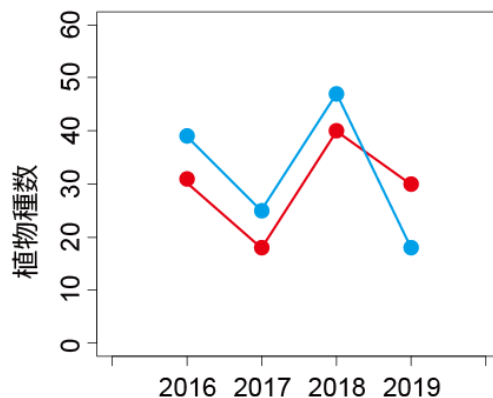
図 4.3 調査地 A (a)、B (b) および C (c) における在来種および外来種の種数 ( $\gamma$  多様性) の年変化。白抜きが在来種を示し、塗りつぶしが外来種を示す。

次に、高水敷掘削を行った調査地 A および C について、水面と地盤高の比高に応じて 3 つに分け、そこで見られる在来植物の種数 ( $\gamma$  多様性) の変化を明らかにした。どちらのデザインも中心は低水位程度で水平に掘削された横断面の形状となっている。この中心の水平面 (以下、中平面とする) を基に、この面より低い面と高い面 (以下、低平面および高平面とする) に分けて、そこで見られる植物種数 ( $\gamma$  多様性) の変化を検証した (図 4. 4)。その結果、中平面における種数は、掘削後の 2018 年と 2019 年に増加していた。つまり、掘削という人為的な攪乱を与えることで、掘削後の地盤が水平な状況でも、植物種の数が増加させる効果があることが明らかとなった (図 4. 4)。高平面の傾向は中平面での傾向と類似していたが、低平面では掘削が実施された 2017 年における減少数が大きく、2018 年に種数が増加したものの 2019 年には再び低下するといった傾向であった。低水面は水面下にあることが多く、2017 年に冠水状態に変化した (冠水頻度の増加) ことで、植物種が大きく減ったものと考えられる。中平面と高平面では 2017 年に明確な種数の低下が生じていなかったため、図 4. 2 や図 4. 3 で見られた 2017 年における種数の減少は、低水面で生じた現象 (冠水による種数の減少) に起因するものと考えられる。そして、2018 年には種数が増加した一方、2019 年に減少していたのは、低比高であるため、増水による冠水が多く、高頻度の攪乱にさらされる不安定な群集が形成されているためと考えられる。

(a) 低水位相当の水平な地盤面における変化



(b) 低水位以下の地盤面における変化



(c) 低水位以上の地盤面における変化

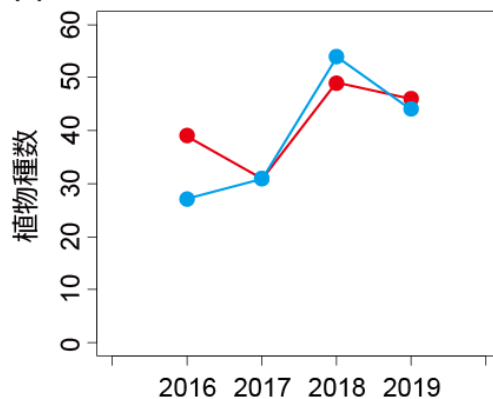


図 4.4 掘削を行った調査地 A および C において、水面との比高別による植物種数 ( $\gamma$  多様性) の変化。低水位程度で水平に掘削された横断面 (a)、この面より低い面 (b) と高い面 (c) での変化を示し、青が調査地 A を赤が調査地 C を示す。

#### 4.4 植物群集 ( $\alpha$ ・ $\beta$ 多様性)

調査地 A、B、C において、40 のコドラートを設置しており、各コドラートにおける在来種の種数 ( $\alpha$  多様性) を算出した。ただし、掘削により低平面 (低水位以下の地盤面) となった調査地の一部は、水深 10 cm を越えており調査は行っていない。各コドラートにおける植物種数は多い場所で 10 種を超えることもあったが、平均すると 5 種程度であった (図 4.5)。2017 年に掘削を行った調査地 A と C では、 $\gamma$  多様性が低下していたが、 $\alpha$  多様性も同様に減少していた。ただし、ばらつきが大きいことから、掘削により極端に少なくなった箇所もあれば、コドラートにおける種数がほとんど変わらない箇所もあったことが示唆される。また、2018 年に増加していた  $\gamma$  多様性と同様に、調査地 A と C では  $\alpha$  多様性が増加しており、掘削地全体だけでなく、コドラートあたりの種数も増加傾向にあったことが示された。2019 年についても、調査地 A と C の  $\alpha$  多様性は  $\gamma$  多様性と同様のパターンとなっており、2018 年に比べると、やや減少していた。

次に、図 4.3 で示されている  $\gamma$  多様性の値を用い、additive beta diversity (相加的  $\beta$  多様性) を求めた。この  $\beta$  多様性は、 $\gamma$  多様性 (調査地全体の種数) から  $\alpha$  多様性 (コドラートの種数の平均値) を差し引くことで求められる ( $\gamma$  多様性 =  $\alpha$  多様性 +  $\beta$  多様性)。この  $\beta$  多様性はコドラート間での種構成の違いを示しており、調査地全体で種数 ( $\gamma$  多様性) が多い一方、各調査地点で見つかる種数 ( $\alpha$  多様性) が小さい場合、調査地点間での種構成の違いが大きいことを意味しており、 $\beta$  多様性の値は大きくなる。本研究において、この  $\beta$  多様性を求めたところ、掘削後の 2018 年と 2019 年で大きな値を示していた (図 4.6)。このことから、調査地 A と C で生じた掘削後の種数増加は、 $\beta$  多様性の増加にも起因することが示された。つまり、掘削によりコドラートごとに出現する植物種は、数種ほど増加するが (図 4.5)、コドラート間の違い ( $\beta$  多様性) も掘削によって、かなり大きくなり (図 4.6)、調査地全体における種数 ( $\gamma$  多様性) が大きく増えたものと考えられる。

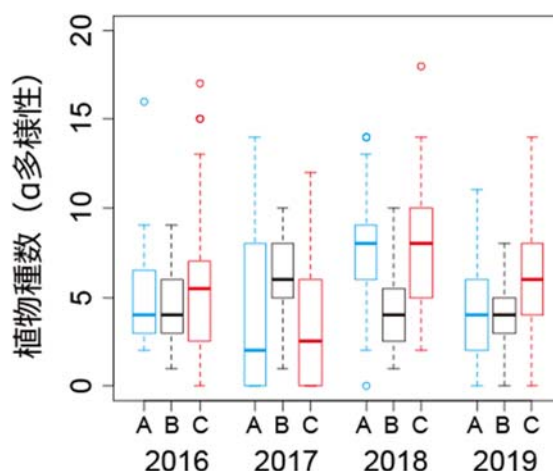


図 4.5 2016 年から 2019 年にかけて、調査地 A、B、C の各コドラートでみられた植物種数 ( $\alpha$  多様性)

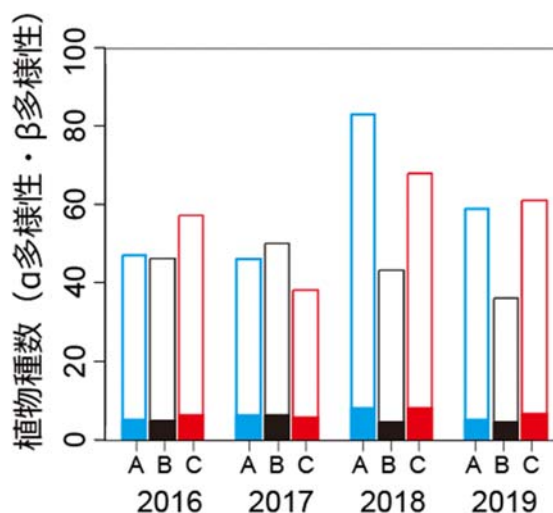


図 4.6 2016 年から 2019 年にかけて、調査地 A、B、C の各コドラートにおける  $\alpha$  多様性と  $\beta$  多様性。塗りつぶしが  $\alpha$  多様性を示し、白抜きが  $\beta$  多様性を示す。

掘削が行われた調査地 A と C において、コドラート間にある種組成の違い ( $\beta$  多様性) が全体の種数 ( $\gamma$  多様性) を高めていたが、特に低平面や高平面が有する種組成の独自性が重要であることが明らかとなった。調査地 A と C において、低平面、中平面、高平面における種数 ( $\alpha$  多様性) を求めたところ、2017 年の掘削以降は低平面および高平面は、中平面よりも低くなっていた (図 4.7)。ただし、調査地 C の 2019 年については、傾向が異なっていた。つまり、コドラートスケールで捉えれば、掘削後に生じた高平面や低平面は多数の植物種が生息しているわけではない。しかし、種数は少ないものの、中平面では出現しない植物種が高・低平面で生育しており、掘削地全体の高い多様性にとって重要であることが local contribution to  $\beta$ -diversity (LCBD) の結果によって示された。本研究では、Jaccard の非類似度指数に基づく  $\beta$  多様性 (Jaccard index) をコドラート間での種組成の違いを表す指標として算出し、その中でどのコドラートがこの指標を高めるのに寄与しているかを求めた。この寄与度は local contribution to  $\beta$ -diversity (LCBD) と呼ばれ<sup>6)</sup>、場所間の違いとして表せられる  $\beta$  多様性にとって、その場所 (調査地やコドラート) がどれだけ重要であることを示す指標であり、LCBD の値が大きいほど  $\beta$  多様性の高まりに寄与していると解釈できる (つまり、独自の種構成を有する場所として考えることができ、uniqueness の度合いとして考えられる)。本研究における LCBD の値は調査地 A および C において、掘削以降は基本的に高平面と低平面が中平面よりも高くなっていた (図 4.8)。つまり、掘削後、中平面は各コドラートに含まれる植物種は多く、高平面・低平面は少ないものの、高平面・低平面には中平面とは異なった植物群集が形成され、調査地全体の種数 ( $\gamma$  多様性) を高めるのにとって重要な場所であることが明らかとなった。

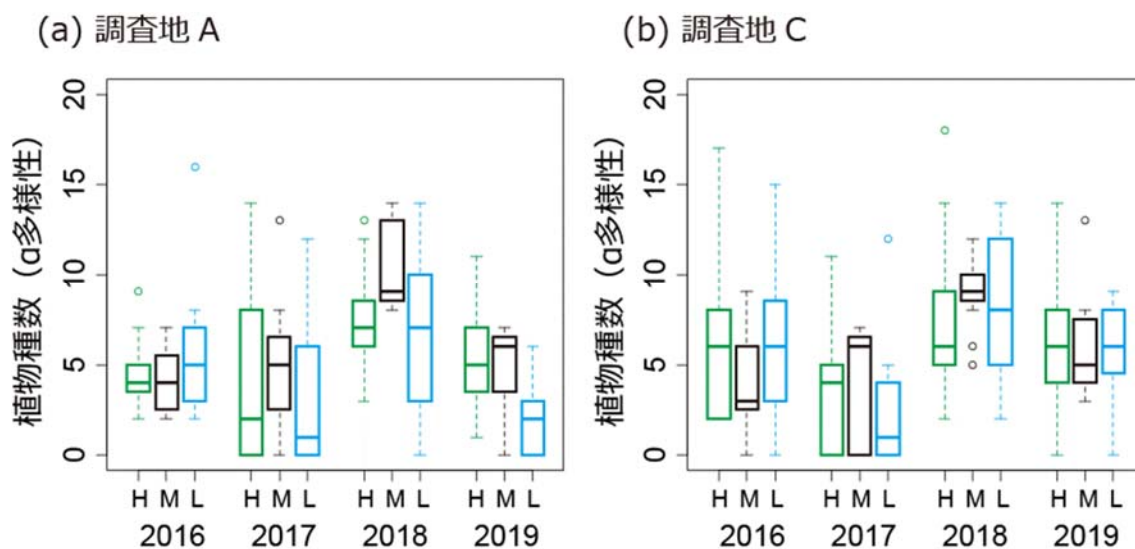


図 4.7 掘削が行われた調査地 A (a) および C (b) での、高平面 (H : 緑)、中平面 (M : 黒)、低平面 (L : 水) におけるコドラートあたりの種数 ( $\alpha$  多様性)。

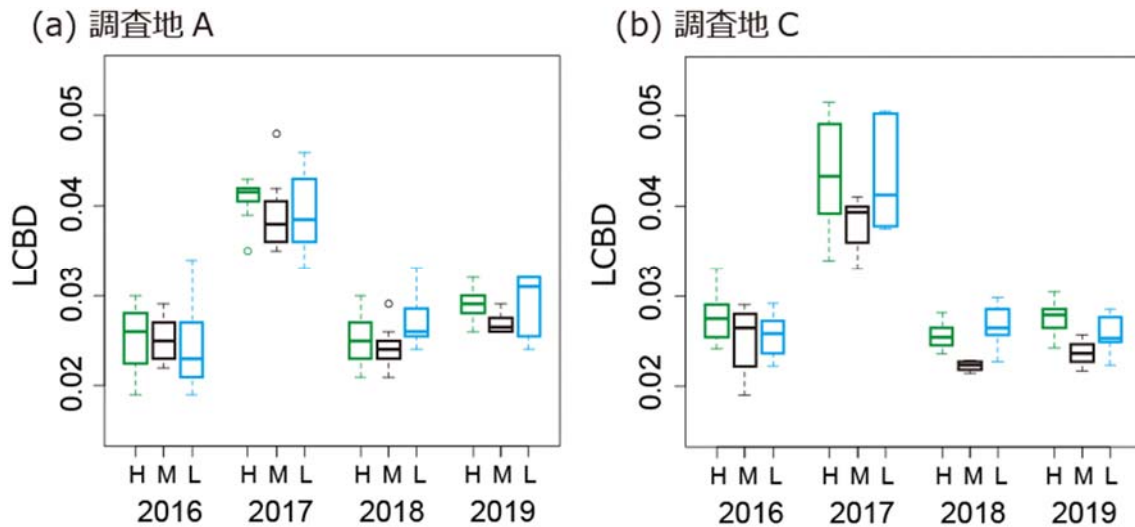


図 4.8 掘削が行われた調査地 A (a) および C (b) での、高平面 (H : 緑)、中平面 (M : 黒)、低平面 (L : 水) における各コドラートの local contribution to  $\beta$ -diversity (LCBD)。

## 5. 河川事業等の推進に寄与することが期待される効果

本研究では、治水と環境の両立を図る多自然川づくりを進めるために、高水敷掘削のデザインについて生物多様性の観点から検証を行った。4年間のモニタリングを行ったが、大規模実験となるため、繰り返しを十分に取れず、今後も検討を積み重ねる必要があるだろう。しかし、本研究で提案している X (エックス) の形状となる環境配慮型の高水敷掘削には植物の生物多様性を高める効果があったものと考えられる。デザインは2種類あるが、どちらかが明確に優れている、もしくは劣っているといった結果は得られていないが、調査地全体の多様性 ( $\gamma$  多様性) に基づけばデザイン A (図 2.1) が最初の選択肢として考慮すべきではないだろうか。

本研究の特色は、掘削という攪乱による影響で種数が増加するだけでなく、様々な水面との比高を持つ地盤が存在することの重要性を示した点にある。同じ高さの掘削面が広がる設計であったとしても、掘削地全体、そしてコドラートといった両方のスケールにおいて掘削以前より種数 (つまり、 $\alpha$  多様性および  $\gamma$  多様性) が増加することが予想される。掘削という人為的な攪乱により、遷移初期種をもたらす可能性があるが、この時、より低い地盤やより高い地盤を作ること、土壌水分などの環境要因などの変異性も高まり、より多くの植物種が生育することものと考えられる。このことから、X の形状となるような高水敷掘削が重要であると考えられる。本研究では検証するために、複雑な形状を提案したが、必ずしもこの形状が最善というわけではないと思われる。高水敷を特定の高さで水平に広く切ったあと、増水時の土砂運搬によって窪地や微高地が創出される可能性もある。しかし、掘削する高さによっては、冠水しにくい状況もあれば、掘削後に渇水年が続くなど、地形が単純なままになってしまう可能性も十分にある。河積を変えないまま形状を工夫し、窪地や微高地の代替となる場所を人為的に作り出すことで、様々な植物の生育を可能とし、植食性昆虫をはじめとする高次の生物の生息にも影響を及ぼすことも考えら

れる。今後、モニタリングを継続するとともに、本研究成果から得られた知見をまとめ、論文や学会もしくは講演会での発表により、複雑な形状の高水敷掘削の重要性について広めていきたい。

## 6. 引用

- 1) 坂本貴啓, 佐藤裕和, 白川直樹木. (2017) 2015年鬼怒川水害における被災地初動応答の調査・分析. 自然災害科学 36: 51-71
- 2) 永山滋也, 原田守啓, 萱場祐一. (2015) 高水敷掘削による氾濫原の再生は可能か? ~自然堤防帯を例として~. 応用生態工学 17: 67-77
- 3) Ward, J. V., Tockner, K. and Schiemer, F. (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. Regulated Rivers-Research & Management 15: 125-139
- 4) 中村太士, 辻本哲郎, 天野邦彦. (2008) 川の環境目標を考える ~川の健康診断~. 技法堂出版
- 5) Christie, A. P., Amano, T., Martin, P. A., Shackelford, G. E., Simmons, B. I., Sutherland, W. J. and Louzada, J. (2019) Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. Journal of Applied Ecology 56: 2742-2754
- 6) Legendre, P. and De Caceres, M. (2013) Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. Ecology Letters 16: 951-63