畑地帯における浮遊土砂および栄養塩流出防止対策の評価に関する研究

仲村渠 将

2008

目次

第 1 章　序論　1

1.1　背景　1

1.1.1　畑地帯の土砂流出防止システム　3

1.1.2　沈砂池集水域　4

1.1.3　沈砂池に関する既往の研究　6

1.1.4　畑地帯からの富栄養化成分の流出に関連する既往の研究　7

1.2　目的　9

1.3　論文構成　10

第 2 章　現地調査および資料解析　13

2.1　はじめに　13

2.2　現地調査　13

2.2.1　調査地　14

2.2.2　調査内容　14

2.2.3　懸濁試料水の水質分析　18

2.3　浮遊土砂流出特性に関する検討　21

2.3.1　浮遊土砂濃度に関する検討　21

2.3.2　LQ 関係　30

2.3.3　浮遊土砂流出量と降雨要因との関係　32

2.4　沈砂池の対策効果の評価のための資料解析　38

2.4.1　浮遊土砂の粒度分布　38

2.4.2　総流出率と総雨量の関係　41

2.4.3　日雨量の概算　45

2.5　第 2 章のまとめ　52

第 3 章　畑地帯における浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係　55

3.1 はじめに 55
3.2 調査方法 58
3.2.1 栄養塩流出を調査した降雨イベントの概要 58
3.2.2 栄養塩濃度の分析方法 59
3.2.3 海域の水質環境変化の調査方法 60
3.3 結果および考察 61
3.3.1 浮遊土砂と栄養塩の流出濃度の経時変化 61
3.3.2 懸濁態栄養塩の含有率 69
3.3.3 懸濁態栄養塩と流量，浮遊土砂との関係 70
3.3.4 浮遊土砂と栄養塩の流出防止対策について 75
3.3.5 河川流下に伴う栄養塩濃度の変化 76
3.3.6 沿岸海域の水質環境変化に対する考察 77
3.4 第 3 章のまとめ 80

第 4 章 沈砂池の対策効果 83
4.1 はじめに 83
4.2 方法 84
4.2.1 現地調査方法 85
4.2.2 沈砂池 85
4.3 結果および考察 90
4.3.1 降雨特性 91
4.3.2 流量と浮遊土砂濃度の経時変化 92
4.3.3 浮遊土砂の到達時間および時間平均流速に関する考察 103
4.3.4 浮遊土砂の粒度分布 110
4.3.5 沈砂池の土砂収支および浮遊土砂捕捉率 113
4.3.6 浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係 118
4.3.7 浮遊土砂の粒度分布に基づく沈砂池の浮遊土砂捕捉率の算定 . . . 126
4.3.8 沈砂池における懸濁態栄養塩の流出および捕捉に関する一例 . . . 136
4.4 第 4 章のまとめ 141

第 5 章 結論 147

謝辞 159

参考文献 161

付録 A　水平流理想沈殿池の捕捉率算定方法　169
A.1　はじめに 169
A.2　水平流理想沈殿池と表面負荷率 169
A.3　沈降速度分布 171
A.4　表面負荷率と沈降速度分布を利用した沈殿池の捕捉率算定方法 172

第 1 章

序論

1.1 背景

沖縄県の畑地帯では，降雨時の土壌侵食に伴う土砂流出を防止あるいは軽減し，農地保全および周辺水環境の水質保全を図るため，土砂流出過程の各局面に応じた土木的対策 (表 1.1) が整備されてきた．また現在でも，沖縄振興計画に基づき農業農村整備の重要課題として土木的対策の整備が継続して進められている (沖縄県農林水産部, 2007)．営農地域における土砂流出防止対策の実施が「沖縄県赤土等流出防止条例」(平成 7 年 10 月 15 日施行) の規制対象外であるにもかかわらず，毎年多額の事業費――近年ではおよそ 20 億円[*1]――を投じて土木的対策が整備されていく状況は，とくに水環境の水質保全が観光立県である沖縄の地域社会にとって急務の課題であることを示している．農家自身を実施主体とする営農的対策 (表 1.1) は畑地からの土砂流出を根本的に解決するうえで

[*1] http://www.pref.okinawa.jp/nouchisuiri/yosan2.htm および，沖縄県農林水産部 (2004, 2006c, 2007) など．

欠かせないが，営農的対策は農家にとって労働面，経済面での負担となるためなのかなかなか普及していかない．そのため，農林土木行政を実施主体とする土木的対策が今後も土砂流出防止対策の主流であるといえる．

畑地帯の土木的土砂流出防止対策事業を進めていくにあたり，事業効果を評価することが今後重要となる．事業効果額と投資額とを対比して事業の妥当性を評価しなければならないからである．現時点では，土砂流出防止対策整備事業の事業効果は明確に示されにくく，そのような中で既に推し進められている土木的土砂流出防止対策事業は，水質保全という急務の課題に対して現時点ででき得ることをすべきであるという意識の表れと解釈される．『水質保全対策事業 (耕土流出防止型) の手引き』(沖縄県農林水産部, 2005, p.69 参照) には事業効果を分析する必要性が述べられており，作物生産性の向上や土木的対策施設の維持管理費節減といった「農業効果」と，水質，景観および生態系の保全といった「環境保全効果」の 2 点が評価すべき事業効果の項目として挙げられている．まず後者の「環境保全効果」については，水環境の水質改善による水域生態系の状態変化や観光産業をはじめとする経済活動などを考慮する必要があると考えられ，現時点でただちに評価することは困難であり，加えて，どのような分析手法を用いるかということも課題である．前者の「農業効果」の評価は概ね土砂流出量の推定に依存したものであるといえる．比較的最近になって，土砂流出量の推定に関するいくつかの成果が報告されており (酒井ら, 2005; 沖縄県文化環境部環境保全課, 2004,2005,2006; 大澤ら, 2006)，それらを活用した事業効果の評価が今後期待される．そのためには，土砂流出防止対策の対策効果を把握しなければならない．

表 1.1 土砂流出防止対策 (沖縄県農林水産部, 2005, pp.40–65 を整理)

土木的対策	ほ場面勾配抑制，畦畔，承水路，排水路，土砂溜桝，植生帯，暗渠，心土破砕，沈砂池，浸透池
営農的対策	マルチング，等高線栽培，有機物投入，輪作，間作，緑肥植生，パインの更新方法の適正化，サトウキビを株出し栽培へ転換，深耕，減耕起，不耕起栽培

1.1.1 畑地帯の土砂流出防止システム

ある一定の原理に基づいた処理は「プロセス」と呼ばれる．また，なんらかの目的を達成するため，いくつかのプロセスを組み合わせた一連の処理系を「システム」と呼ぶ．「プロセス」と「システム」の概念によって，沖縄県における畑地帯の一連した土砂流出防止対策の考え方は次のように整理される．表 1.1 に示した各土砂流出防止対策は，流出する土砂を発生させない，あるいは流出した土砂を分離・除去するためのプロセスである．土砂流出過程の各局面はそれぞれに性質が異なり，すなわち局面ごとに適用される土砂流出防止対策は異なるため，いくつかの異なる土砂流出防止対策を組み合わせることで畑地帯の土砂流出防止システムが構築される．

第 1.1 節で述べたことからして，土砂流出防止対策事業の事業効果を評価するためには整備した土砂流出防止システムの効果を知る必要がある．土砂流出防止システムの効果とは，具体的には土砂流出量をどの程度削減したかということといえる．その場合，土砂流出防止システムの土砂流出削減量は，土砂流出防止対策 (プロセス) ごとの土砂流出削減量の総和として与えられる．したがって，土砂流出防止システムの効果を示すために

は，土砂流出防止システムを構成する土砂流出防止対策の対策効果を評価することが必要である．

第 1.1 節で触れた土砂流出量の推定に関する最近の研究では，一部の土砂流出防止対策をモデル化し取り込んでいるが，土砂流出防止対策の対策効果そのものは今後も検討課題である．とくに本研究の研究対象である沈砂池に関しては，流水中に浮遊する土粒子の沈降現象の理論的取り扱いが難しく，実際の対策効果をいかに評価するかが重要な課題である．

まとめると，畑地帯に整備される一連の土砂流出防止対策をシステムとして捉えると，表 1.1 に示した個々の土砂流出防止対策をシステム構成要素であるプロセスとして捉えることができる．土砂流出防止システムの効果を示すためには，各土砂流出防止対策の対策効果を評価しなければならない．このことは土砂流出防止対策事業の今後の展開を検討していくうえで重要なことである．

1.1.2　沈砂池集水域

畑地帯の土砂流出防止システムの効果を検討する場合，基本単位となる空間スケールは沈砂池集水域である．これは次の箇条書きした 2 点に基づいている．

- 沈砂池は畑地帯の流末に設置される．つまり，ある沈砂池に着目するとその沈砂池を流末とする範囲——沈砂池集水域——が自ずと定まる．
- 沖縄県の土砂流出防止システムにおいて，沈砂池は順番的に最後のプロセスとして位置付けられている．つまり，沈砂池をもって一連のプロセスが完結する．

このことから，沈砂池および沈砂池集水域は次の特徴を有している．

- 沈砂池は対策地域 (沈砂池集水域) と周辺水環境との接点になっている．
- 畑地から流出した土砂や栄養塩は接点である沈砂池を経由して周辺水環境へ移動していく．
- 従って，対策地域 (沈砂池集水域) から周辺水環境への土砂や栄養塩の流出を沈砂池で一括して把握することができる．

加えて，沈砂池が対策地域 (沈砂池集水域) と周辺水環境との接点になっていることから，沈砂池の対策効果に対して次の捉え方ができる．

- 沈砂池は対策地域 (沈砂池集水域) の流出境界であり同時に周辺水環境に対する流入境界となっている．
- 対策地域 (沈砂池集水域) に着目してみると，沈砂池の対策効果は流出境界条件に相当する．すなわち，対策地域 (沈砂池集水域) から周辺水環境への負荷流出は最終的には沈砂池の対策効果に応じて決まる．

土砂流出防止システムの効果を評価するためには，システム構成要素である土砂流出防止対策の対策効果の解明が要求されることを第 1.1.1 項で述べた．その動機は土砂流出防止対策事業の事業効果を評価するためであり，そのために土砂流出防止システムの効果を求めなければならない．ところが，土砂流出防止対策 (プロセス) の対策効果が明確ではないために，結果的に，事業効果も明確に打ち出すことができていない．したがって，土砂流出防止対策事業の今後の展開を見据えると，土砂流出防止対策の対策効果を評

価することが重要である．

そこで，上述したように，プロセスのひとつである沈砂池は土砂流出防止システムの効果を最終的に決定付けるものであり，その対策効果を明らかにすることの重要性は高いといえる．

1.1.3　沈砂池に関する既往の研究

畑地帯での土砂流出防止対策としての沈砂池の対策効果に関連する研究は少ない．吉永ら (1995) は沈砂マスを想定した縮尺模型実験を行い，沈砂マスでは粒径 74 μm 以下の細粒分に対する流出防止効果は期待できないと指摘した．吉永ら (2001) は沈砂池を想定した縮尺模型実験を行い，沈砂池容量を超える出水量である場合には貯水の影響は小さいとした．いずれも縮尺模型実験による定性的な結果を見い出しているが，実規模への解釈は明確にされていない．

沖縄県の農地における沈砂池の設計理論としては，上水道などの浄水システムの分野で発展した水平流理想沈殿池の考え方に基づいている．水平流理想沈殿池については付録 A で解説している．その水平流理想沈殿池の仮定の下，定常流れを解析し，沈砂池の長さ，幅および深さが決定される．そして沈砂池では，対象地域の 10 年確率降雨強度に基づく定常状態の設計流量のもと，粒径 0.2 mm 以上の砂分を除去することを目的としている．したがって，沈砂池の設計理論の上においては，沈降速度分布 (付録 A 参照) を得ることで，土砂の捕捉率を求めることができる．しかし，沈降速度分布を得ていないため，土砂の捕捉率は不明である．さらに，沈砂池へ流入する浮遊土砂の粒度分布の考慮がなく，また浮遊土砂の流入濃度も考慮されていない．

このように，沖縄県の畑地帯で計画されるあるいは整備された沈砂池の実際の対策効果は明らかではない．そのため，浮遊土砂の捕捉量および捕捉率といった基本的な対策効果を含め，浮遊土砂の捕捉効果の簡便な評価方法をも検討することが必要であるといえる．

1.1.4 畑地帯からの富栄養化成分の流出に関連する既往の研究

沖縄県を含む琉球列島では島の沿岸にサンゴが生息しており，場所によってはサンゴ礁が発達することで多種多様な生物が関わる生態系が維持されている．そのことが地域の人々の日常生活や経済活動にさまざまな恩恵をもたらしている．

ところが，陸域から流出した土砂や富栄養化成分の流入がサンゴ礁海域の撹乱要因となっている．Wilkinson (2004) は人為的サンゴ礁撹乱要因として ‘sediments’ と ‘nuturients’ を挙げている．大見謝ら (2000) は海底への土砂堆積量の増大に伴いサンゴ被度が減少することを明らかにしている．Crossland (1982) は，沖縄県瀬底島の海岸線沿いの栄養塩濃度がリーフ内より高いことを示し，その原因のひとつとして農業活動によって栄養塩濃度が高まった地下水の影響を推測した．また，大見謝ら (2003) は過剰な海域栄養塩濃度がミドリイシ属サンゴに対して悪影響を及ぼしていると指摘している．

さらに，藻類や細菌が懸濁態栄養塩を利用することも確かめられている．Cowen et al. (1976) は懸濁態窒素の無機化実験を行い，全窒素の 70% は藻類に利用可能であるとした．Cowen and Lee (1976) は，“available total P in a sample of urban runoff would be given by the sum of total soluble P and 0.3 $\times$ particulate P” と述べ，溶存態リンおよび懸濁態リンと藻類が利用可能な全リンとの関係を示した．Dorich et al. (1980) は，懸濁態の全リンの約 20%，懸濁態の無機リンの約 30% は藻類に利用可能であるとした．村上ら (1982) の一連

の研究において，藻類による懸濁態栄養塩の利用には細菌の有無が関与していることが示された．安田ら (1996) は，ダム湖への濁水流入による濁度上昇が植物プランクトン相の変化を引き起こすことを示唆した．

これらの研究から，懸濁態栄養塩の水環境への流出が水質汚濁の一因となるであろうことがわかる．

近年になって畑地の土壌侵食に伴う土砂流出と懸濁態栄養塩流出との関連が指摘されてきた (三原・坂本, 1996; 三原・上野, 1999)．このことから推察するに，畑地帯の土砂流出防止システムは懸濁態栄養塩の流出動態に影響していると考えられ，土砂流出防止対策の対策効果や土砂流出と懸濁態栄養塩流出との関係に応じて，懸濁態栄養塩の流出もいくらか防止されていると思われる．そのため，沖縄県の畑地帯における土砂や懸濁態栄養塩の流出状況と両者の関係の把握は，懸濁態栄養塩流出に対する土砂流出防止システムや土砂流出防止対策の対策効果を評価するうえで重要である．これは，水環境の水質保全を栄養成分の観点から捉える場合において，土砂流出防止対策事業の事業効果のひとつである「環境保全効果」の評価に関わる知見となる．さらに，土砂流出と懸濁態栄養塩流出の関係把握は，投与した肥料成分の損失といった観点から土砂流出問題に対する農家意識の啓蒙に役立ち，営農的対策の普及拡大が期待できる．

これまで沖縄県で浮遊土砂と栄養塩の流出を調査したものとして，河川流域末端部における報告が数例あり，浮遊土砂濃度と栄養塩濃度との相関関係が示されている (仲宗根ら, 2001; 比嘉ら, 2001; 中嶋ら, 2003)．しかし，河川流域末端部における観測の場合，河川を流下することで浮遊土砂と栄養塩の量や分布が畑地帯での発生時点よりも変化していると考えられる．そのため，畑地帯の土砂流出防止システムから流出する時点での浮

遊土砂と懸濁態栄養塩の流出状況および両者の関係は捉えられていない．

畑地帯の土砂流出防止システムおよび土砂流出防止対策は土砂成分の流出防止を目的としたものであるが，栄養成分の流出動態にも影響していることが考えられる．したがって，栄養成分まで含めた，土砂流出防止システムの多面的効果を検討していくことが望ましいといえる．

1.2 目的

本研究では，前述した背景の下に，土砂流出防止対策事業の事業効果の評価に資する知見を得るため，浮遊土砂および栄養塩流出防止対策の対策効果を評価することを大目的とする．この大目的のために，i) 畑地帯における浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係解明，および ii) 浮遊土砂と栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果の評価，という 2 つの小目的を立てる．

小目的 i) においては，まず，畑地から流出する栄養塩の形態 (溶存態と懸濁態) を明らかにする．これは，栄養塩流出防止に関する土砂流出防止対策の適用性や有効性を把握するうえで重要な知見を与える．次いで，浮遊土砂濃度と栄養塩濃度，浮遊土砂負荷量と栄養塩負荷量といったいくつかの相関関係を解析し，畑地帯からの栄養塩流出が浮遊土砂流出に伴うものであることを明らかにする．栄養塩流出が浮遊土砂流出に伴うものであるならば，土砂流出防止対策は栄養塩流出防止にも寄与すると考えられる．

小目的 ii) においては，土砂流出防止対策のひとつである沈砂池に着目し，浮遊土砂および栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果を明らかにする．これは，沈砂池が浮遊土砂および栄養塩の流出防止にどのように役立つかを評価するものといえる．沈砂池

の対策効果を評価する指標として，濃度，粒度分布，捕捉量および捕捉率に重点を置いて検討する．また，沈砂池の対策効果を簡便に評価するため，沈砂池の浮遊土砂捕捉率と降雨出水量および沈砂池容量との関係を明らかにする．降雨出水量や沈砂池容量は沈砂池計画上において既知量であるため，この関係が与えられることにより，沈砂池の浮遊土砂捕捉率を事前に評価できる．すなわち，畑地帯における，沈砂池を用いた計画的な土砂管理に役立つ知見が得られる．

1.3　論文構成

本論文は 5 つの章から構成されている．

第 1 章においては，研究の背景を述べ，研究の目的を示す．

第 2 章においては，解析に用いる各種のデータを収集するための畑地帯の沈砂池集水域における現地調査について述べる．また，収集したデータの整理を兼ねて畑地帯の浮遊土砂流出特性について述べる．現地調査では，雨量，流量，浮遊土砂濃度，栄養塩濃度および浮遊土砂粒度分布のデータを収集することを目的とした計測および試料採水を行う．経時変化をできるかぎり正確に把握するため，充分に短い時間間隔での計測および試料採水を実施する．

第 3 章においては，小目的 i) について述べる．すなわち，畑地帯における浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係を解明するため，浮遊土砂と栄養塩の流出濃度の経時変化を比較し，また，両者の流出濃度および流出負荷量の相関関係を解析する．このとき，栄養塩の流出形態は溶存態と懸濁態に大別されるため，溶存態と懸濁態のそれぞれについて上記の比較，解析を行う．

第 4 章においては，小目的 ii) について述べる．すなわち，土砂流出防止対策のひとつである沈砂池の浮遊土砂および栄養塩の流出防止に関する対策効果を明らかにし，またその対策効果の簡便な評価手法について検討するため，浮遊土砂や栄養塩が沈砂池を通過することによる諸性質の変化を検討する．具体的には，濃度および粒度分布の変化を検討する．次に，降雨イベントごとの浮遊土砂および栄養塩の流入量および流出量の収支より，降雨イベントごとの浮遊土砂および栄養塩の捕捉量を算出する．また，沈砂池の計画および設計に役立てる知見を得るため，沈砂池の浮遊土砂捕捉率と降雨出水量や沈砂池容量との関係を明らかにする．さらに，沈砂池へ流入する浮遊土砂の粒度分布を利用して現在得られていない沈降速度分布を求めることにより，沈砂池設計理論上での浮遊土砂捕捉率を算出する．

第 5 章においては，第 3 章と第 4 章で得た結果をまとめて，本研究の結論を述べる．

第 2 章

現地調査および資料解析

2.1　はじめに

本章では，解析に用いるデータを取得するための現地調査を説明する．また，取得データの整理を兼ねて畑地帯の沈砂池集水域における浮遊土砂流出の概要を把握するため，調査で得たデータを用いて浮遊土砂流出特性について検討する．具体的には，浮遊土砂の流出濃度，流出量，流量と浮遊土砂負荷量との関係および浮遊土砂流出量と降雨要因との関係について検討する．さらに，沈砂池の対策効果を評価する材料を得るため，浮遊土砂の粒度分布の分類と降雨出水量に関する解析を行う．

2.2　現地調査

本研究では，解析に用いるデータを現地調査により取得する．本節では，調査地とした沈砂池集水域と現地調査の調査内容について述べる．

なお，調査期間は 2004 年 5 月から 2006 年 12 月までとしている．

2.2.1　調査地

図 2.1 は沖縄県恩納村前兼久地域を表す平面図である．当地域ではいくつかの土地改良事業によって畑地帯が整備された．畑地帯では水質保全対策事業によって赤土流出防止対策がさらに整備された．対策の主な工種はほ場面勾配抑制，排水施設および沈砂池である．降雨出水時，畑地からの懸濁流出水は排水施設を流れて沈砂池まで導かれる．

本研究では，図 2.1 に示した沈砂池集水域からの浮遊土砂流出を調査する．図 2.2 に調査地とした沈砂池集水域を改めて示す．沈砂池集水域の総面積は 44.4 ha である．畑地，農道，排水施設，防風林および沈砂池が整備され，斜面は雑木林となっている．農業はサトウキビ栽培を中心とし，その他マンゴー，ニガウリ，花卉などのハウス栽培もみられる．また，栽培面積は小さいが一部のキクと野菜が露地栽培されている．土壌は沖縄島中北部に広く分布する国頭マージである．平水時，沈砂池集水域末端部においてわずかな基底流出が観測される．

図 2.2 に示すとおり，沈砂池集水域には独立した 3 つの排水系統が整備されているため，沈砂池集水域はそれぞれの排水系統に対応して分割される．そこで，分割された 3 つの部分をそれぞれ集水域 A，集水域 B および集水域 C とする．

2.2.2　調査内容

集水域 A，B および C のそれぞれの末端部分で浮遊土砂流出に関する各種の調査を実施する．2004 年 5 月から 2006 年 12 月までの調査期間中における調査内容を以下に述

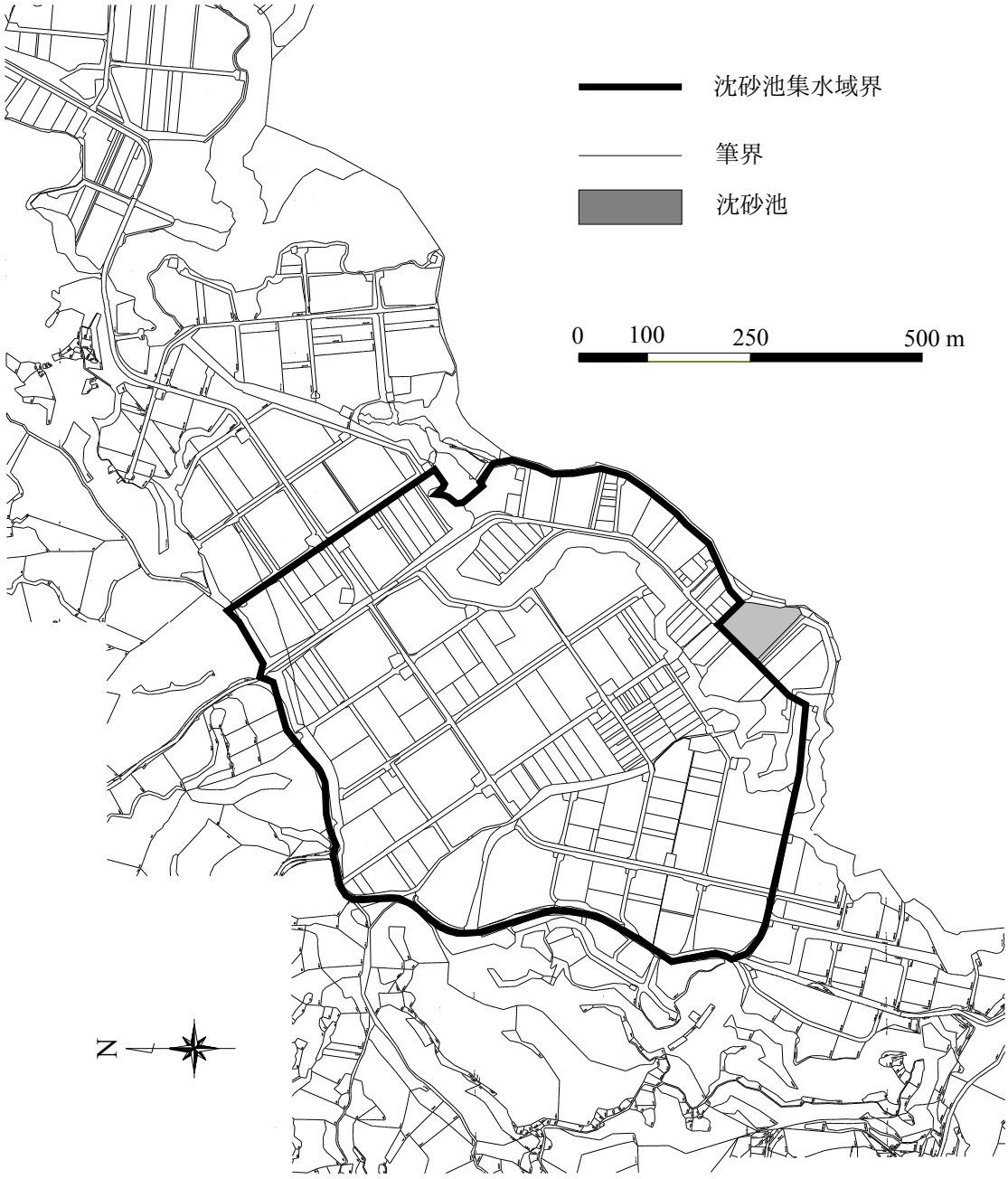


図 2.1 沖縄県恩納村前兼久地域と調査地とした沈砂池集水域

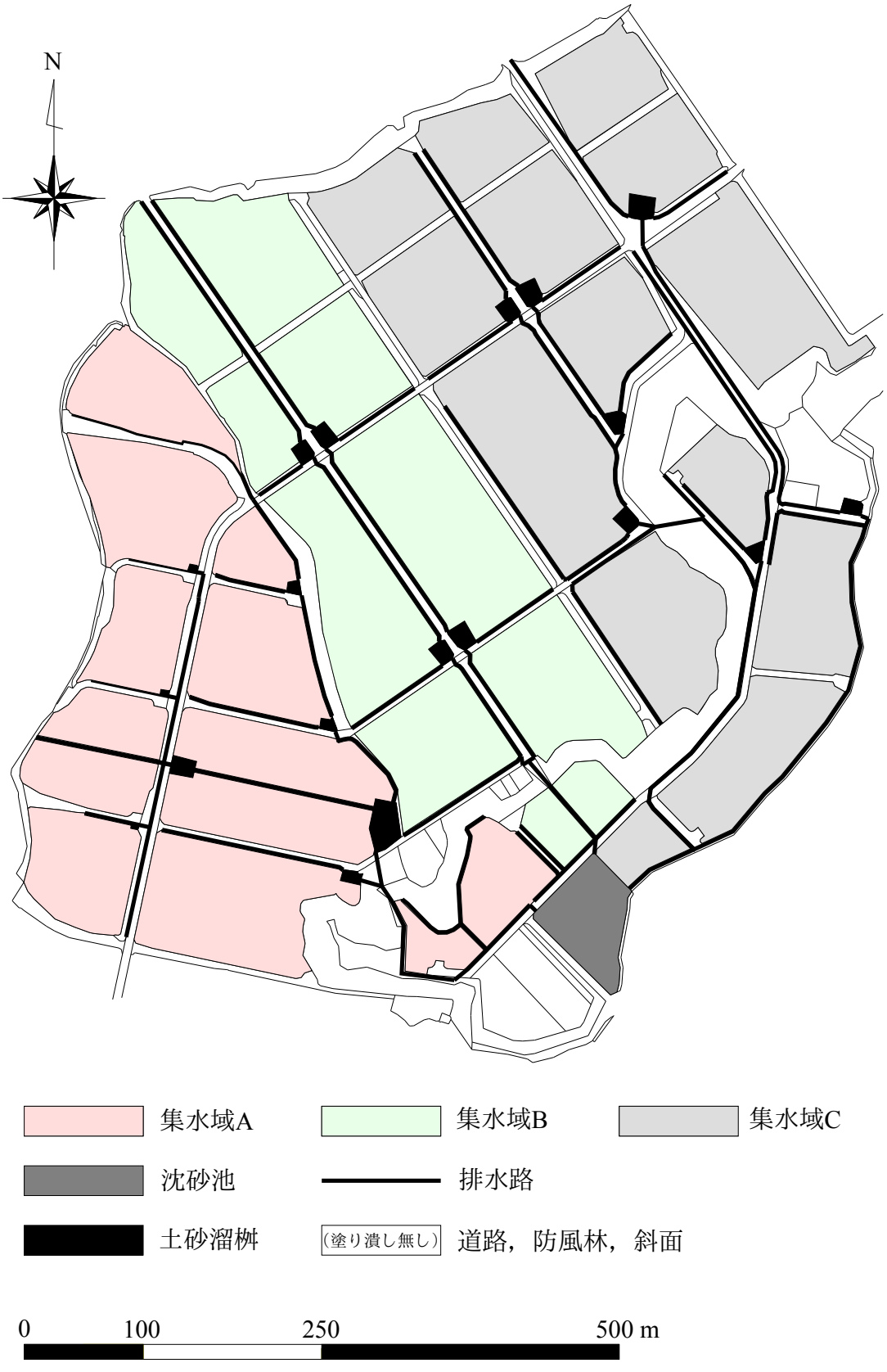


図 2.2　沈砂池集水域

べる．

2.2.2.1 雨量計測

雨量は降雨イベントの概況を知るための基礎資料である．また，雨量と浮遊土砂流出量との関係や沈砂池の対策効果を評価するための降雨出水量の解析のために，調査で得た雨量データを使用する．そこで，沈砂池集水域の一地点で雨量を 5 分間隔で連続計測する．雨量計測には転倒桝型雨量計を用い，5 分間雨量をデータロガー (コーナシステム株式会社製 KADEC-U21) で回収する．雨量計測地点を図 2.3 に示す．

2.2.2.2 流量計測

流量は，浮遊土砂の流出濃度や流出負荷量との関係，降雨出水量および沈砂池の対策効果を解析するために重要なデータである．以下のようにして流量を計測する．排水路は流下過程で合流して最終的には 3 つの集水域ごとに一本になっている．そのため，排水路の流末はそれぞれの集水域の末端に対応している．各集水域末端における流量を得るため，排水路の流末部に全幅堰を取り付ける．全幅堰の上流側約 1 m の地点で圧力式水位計を水面下に固定設置して堰頂の越流水深を 5 分間隔で連続計測し，雨量計測と同モデルのデータロガーで越流水深を回収する．JIS 公式によって越流水深を流量へ換算する．流量計測地点を図 2.3 に示す．

2.2.2.3 懸濁試料水の採水

浮遊土砂濃度および浮遊土砂の粒度分布は現地で測定することができないため，懸濁試料水を採水して実験室での分析に供試する．懸濁試料水の採水方法は以下のとおりで

ある．畑地帯における浮遊土砂流出は降雨時に顕著となるため，降雨出水時の増水期間を中心に懸濁試料水の採水を行う．採水方法は人力採水あるいは器械による自動採水である．自動採水には米国 ISCO 社製 6700 型自動採水器を用いる．雨量や流量の変化に応じた浮遊土砂流出の経時変化を捉えるため，原則的に 30 分間隔で連続採水する．懸濁試料水の採水量を 500–1000 mL とし，個々の懸濁試料水を後に述べる水質分析項目ごとに分割して供試する．なお，懸濁試料水は排水路を流れる懸濁水を採水したものであり，その採水地点は流量計測地点とほぼ同じである．

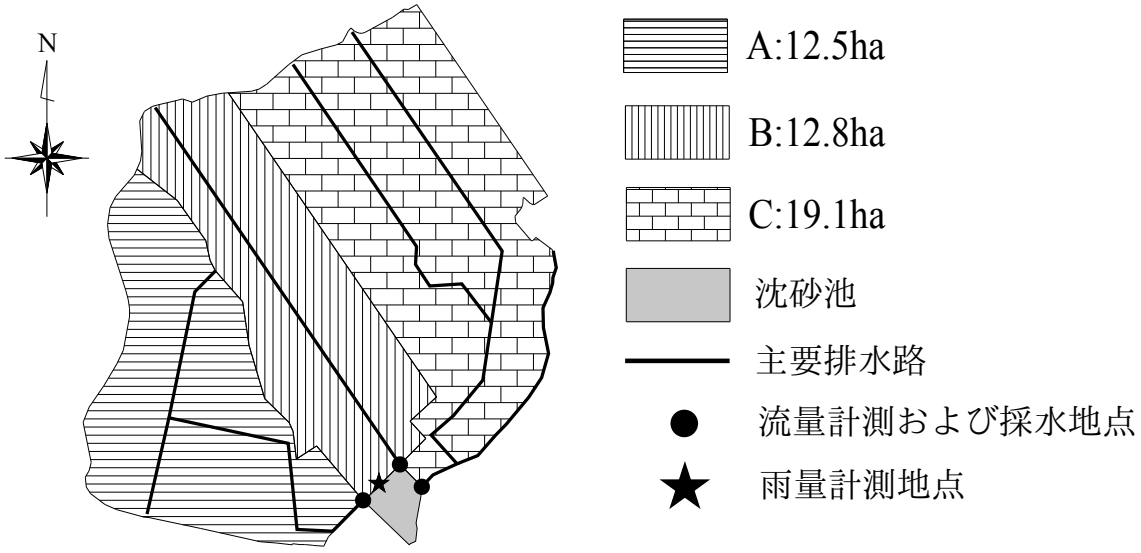


図 2.3　雨量と流量の計測地点と懸濁試料水の採水地点

2.2.3　懸濁試料水の水質分析

採水した懸濁試料水を実験室に持ち帰り水質分析に供試する．以下に，分析項目ごとの分析方法を述べる．

2.2.3.1 浮遊土砂濃度 (Suspended Sediment Concentration, SSC)

浮遊土砂濃度は単位体積の懸濁試料水に含まれる浮遊土砂や若干の有機質の質量をあらわすものである．本研究では浮遊土砂濃度の表示単位に $mg \cdot L^{-1}$ を用いる．目視により浮遊土砂濃度の大小を判別し，以下のいずれかの方法により浮遊土砂濃度を求める．

吸引ろ過法 吸引ろ過法は JIS K 0102 に準拠した方法である．減圧した吸引瓶の上部にろ紙を固定し，ろ紙上に懸濁試料水を注いでろ過する．重力ろ過よりも急速な処理ができるため作業効率がよい．ろ紙には孔径 1 μm のグラスファイバーフィルター (MILLIPORE 社製) を用いる．ろ紙に残留した浮遊土砂の質量を測定し，その質量を供試した懸濁試料水の体積で除して浮遊土砂濃度を得る．なお，浮遊土砂の粒度分布からしてろ過されない微細粒子も含まれるが，それらの質量が全体に与える影響は小さいと考えられるため無視する．

ほとんどの場合，吸引ろ過法により浮遊土砂濃度を求める．

炉乾燥法 炉乾燥法は独自の処理方法である．適量の懸濁試料水をビーカーにとり，恒温乾燥炉の中で水分を蒸発させる．その後，ビーカー中の浮遊土砂を 110°C で 24 時間かけて炉乾燥し，浮遊土砂の質量を測定する．その質量を供試した懸濁試料水の体積で除して浮遊土砂濃度を得る．

炉乾燥法により浮遊土砂濃度を求めることは少なく，裸地畑の影響を受けた場合などの高濃度の懸濁試料水に対して使用する．

2.2.3.2　浮遊土砂の粒度分布

浮遊土砂の粒度分布は沈砂池の対策効果を左右する重要な性質であると考えられる．本研究では，浮遊土砂の粒度分布に基づいて沈砂池の対策効果を評価するため，浮遊土砂の粒度分布を測定する．懸濁試料水に含まれる浮遊土砂の粒度分布測定にはレーザー回折式粒度分布測定装置 ((株) 島津製作所 SALD - 200V ER) を使用する．浮遊土砂の粒度分布測定におけるレーザー回折式粒度分布測定装置の利点としては，少量，希薄濃度の懸濁試料水を測定可能であることである．JIS A 1204 に規定される沈降分析による場合，ろ乾燥質量で 65 g 程度の浮遊土砂試料を必要とする．現地調査によりその量の浮遊土砂試料を得るには，仮に浮遊土砂濃度が $1000\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ であるとすると，一回ごとに 65 L の懸濁試料水を採水しなければならない．しかし，30 分間隔でこのような採水をすることは困難である．また，浮遊土砂濃度は $1000\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ を下回ることのほうが多いため，65 L 以上の採水量を要求される．したがって，降雨時に畑地から流出した浮遊土砂を対象とする場合，レーザー回折式粒度分布測定装置による粒度分布測定が実用的である．

水環境中における浮遊土砂の動態を検討するには，分散剤を用いた分散処理により一次粒子まで分散された状態にある粒度分布ではなく，自然条件下でのある程度凝集状態にある粒度分布を把握する必要がある．そのような粒度分布を得るため，分散剤による分散処理を行わずに試料容器を人力で約 1 分間振倒撹拌したものを供試する．

2.3　浮遊土砂流出特性に関する検討

2004 年 5 月から 2006 年 12 月までの調査期間中を対象にした，畑地帯の沈砂池集水域における浮遊土砂流出特性について検討する．具体的には，浮遊土砂の流出濃度および流出量，流量と浮遊土砂負荷量 (LQ 関係) との関係，および浮遊土砂流出量と降雨要因との関係について検討する．

2.3.1　浮遊土砂濃度に関する検討

2.3.1.1　降雨時の浮遊土砂流出状況

図 2.4 は，降雨時の畑地周辺の状況である．畑地において浮遊土砂を含む懸濁水が流出し，排水路に収集されていることがわかる．排水路は洪水ピーク流量に対応しつつ，懸濁水をただちに収集して二次的な土壌侵食を防止し，懸濁水を沈砂池まで流す．

雨量と浮遊土砂濃度の推移を，集水域ごとに図 2.5，図 2.6 および図 2.7 に示す．これらの図には，浮遊土砂流出が調査された降雨イベントのみを抜き出して示している．不定期に調査した平水時の浮遊土砂濃度はゼロから十数 $\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ の範囲であった．図 2.5，図 2.6 および図 2.7 より，降雨時の浮遊土砂濃度は平水時より高いことから，降雨時に浮遊土砂濃度が増大することがわかる．本研究では畑地の土壌侵食そのものを定量的に調べることをしていないが，図 2.4 のような懸濁水の流出状況と収集状況，降雨強度および表面流量と土壌侵食との関係や農業流域での土砂動態について述べた既往の研究 (翁長, 1986; 日下ら, 1981; 大澤ら, 2004) からして，畑地の土壌侵食に伴って流出した浮遊土砂による濃度変動が図 2.5，図 2.6 および図 2.7 に示されているといえる．したがって，畑

地帯からの浮遊土砂流出は降雨時に発生するものといえる．

雨量ピークに応答するように浮遊土砂濃度の増減傾向にもピークが現れた．これは，畑地における土壌侵食量が降雨強度に比例して変化することが一因と考えられる (翁長, 1986)．

集水域 A では，2005 年 8 月と 2006 年 10 月に比較的高い浮遊土砂濃度が観測された (図 2.5)．集水域 A の排水路末端から上流側へ約 100 m の所にキクの路地栽培を行っている一筆ほ場 (面積は約 1500 m^2) があり，調査当時，そのほ場では裸地状態の苗床が準備されていた．当該降雨イベント中とその直後にこのほ場を観察し，激しい土壌侵食が確認された．したがって，図 2.5 の比較的高い浮遊土砂濃度の主要因は，観測地点に近接した裸地畑での土壌侵食に伴った浮遊土砂流出であると考えられた．



図 2.4　排水路による懸濁流出水の収集状況

図 2.5　5 分間雨量および浮遊土砂濃度 (集水域 A)

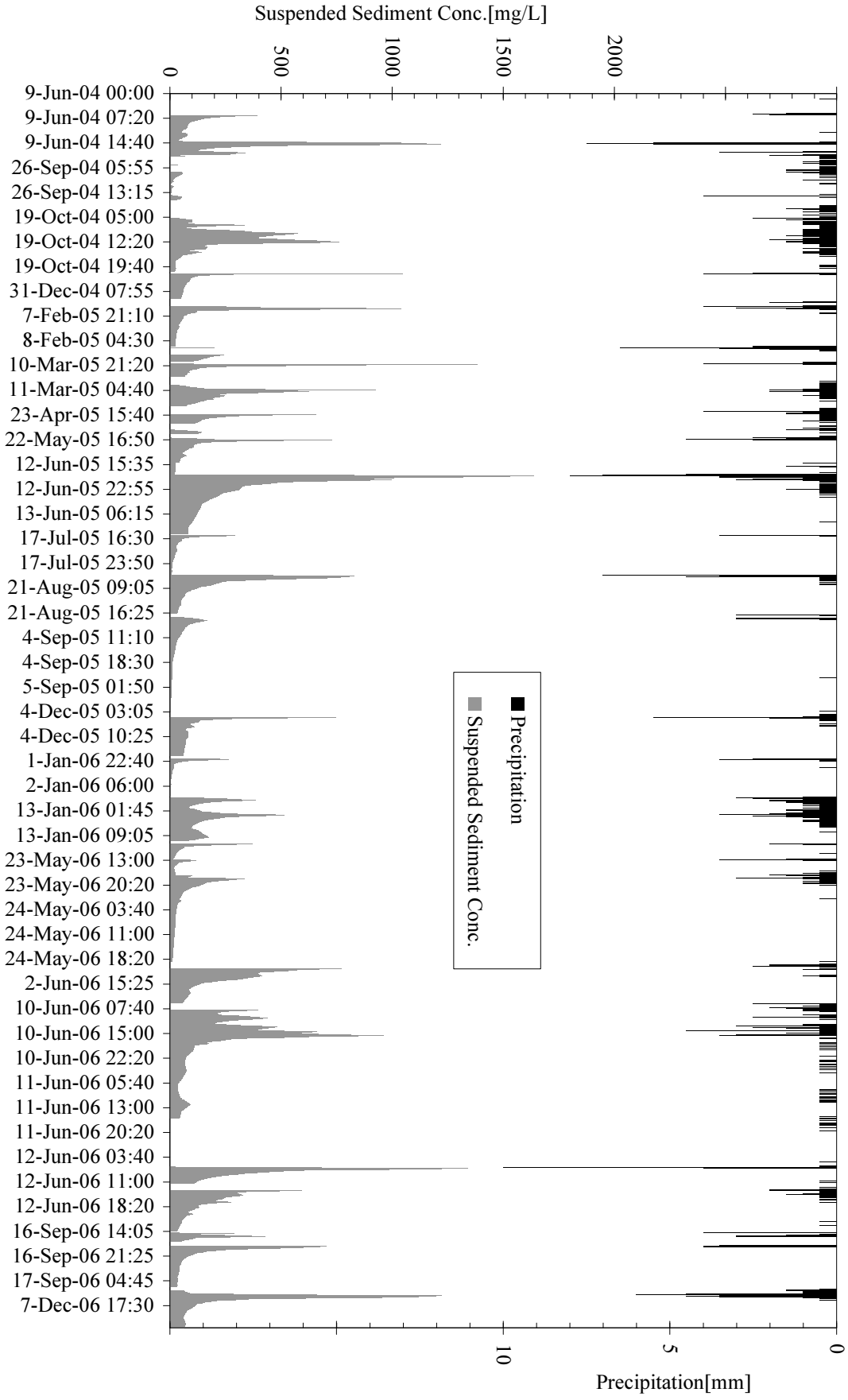


図 2.6　5 分間雨量および浮遊土砂濃度 (集水域 B)

図 2.7　5 分間雨量および浮遊土砂濃度 (集水域 C)

2.3.1.2　流量と浮遊土砂濃度の経時変化

いくつかの降雨イベントでの調査結果をピックアップして，流量と浮遊土砂濃度の経時変化について述べる．

図 2.8 は，2005 年 2 月 24 日に生起した降雨イベント時の集水域 A における調査結果である．当降雨イベントでは 14:00 から 15:00 までの 1 時間に 32.5 mm の雨量が観測され，短時間の集中降雨であった．14:25 と 14:30 に 5 分間雨量のピークが観測され，いずれも 6.5 mm であった．14:50 にピーク流量 $0.50\,\mathrm{m^3 \cdot s^{-1}}$ が発生した．浮遊土砂濃度は流量に応じた経時変化を示し，15:00 に測定上の最大値 $1452\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ となった．この降雨イベントの場合，実際現象としての浮遊土砂濃度のピークは 14:30 から 15:30 までの 1 時間内のある時点で発生したと考えられる．

図 2.9 は，集水域 B において浮遊土砂濃度を 10 分間隔で測定した時の結果である．当降雨イベントでは 15:50 から 16:50 までの 1 時間に 16.5 mm の雨量が観測された．また，16:40 に 5 分間雨量のピークが観測され，4.5 mm であった．降雨規模は図 2.8 に示した降雨イベントに比較して小さいが，降雨は短時間に集中している．流量と浮遊土砂濃度の測定上のピークはそれぞれ 16:45 と 16:50 であった．この降雨イベントの場合，実際現象としての浮遊土砂濃度のピークは 16:40 から 17:00 までの 20 分間内のある時点で発生したと考えられる．

以上のことから，流量と浮遊土砂濃度の経時変化は類似し，ピーク出現も概ね一致することがわかる．ただし，浮遊土砂濃度の測定上のピークが測定間隔に依存していることを考慮しなければならない．

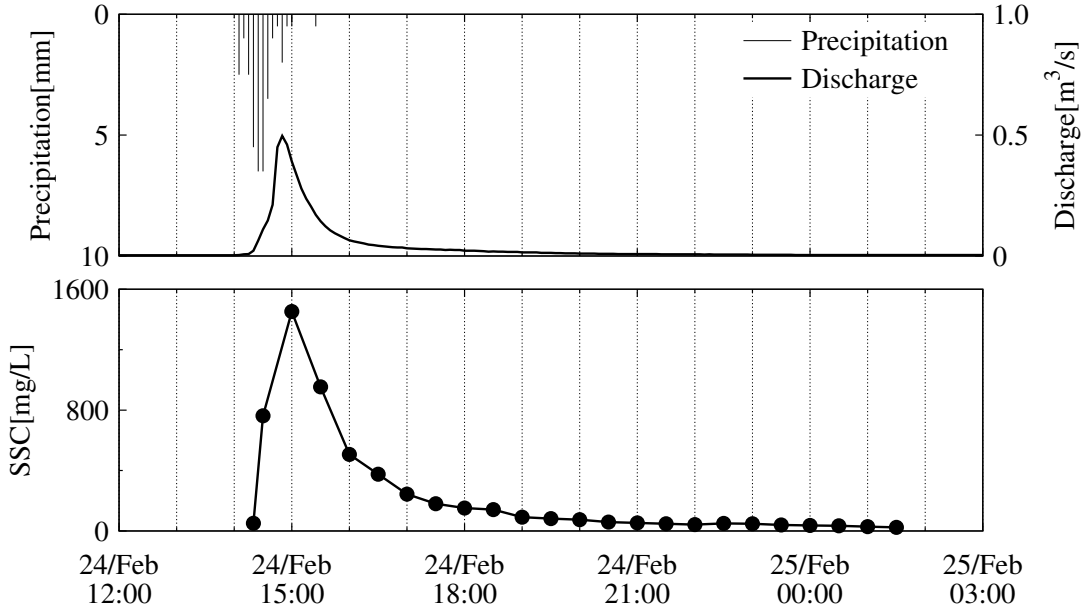


図 2.8　流量と浮遊土砂濃度の経時変化 (2005 年 2 月 24 日，集水域 A)

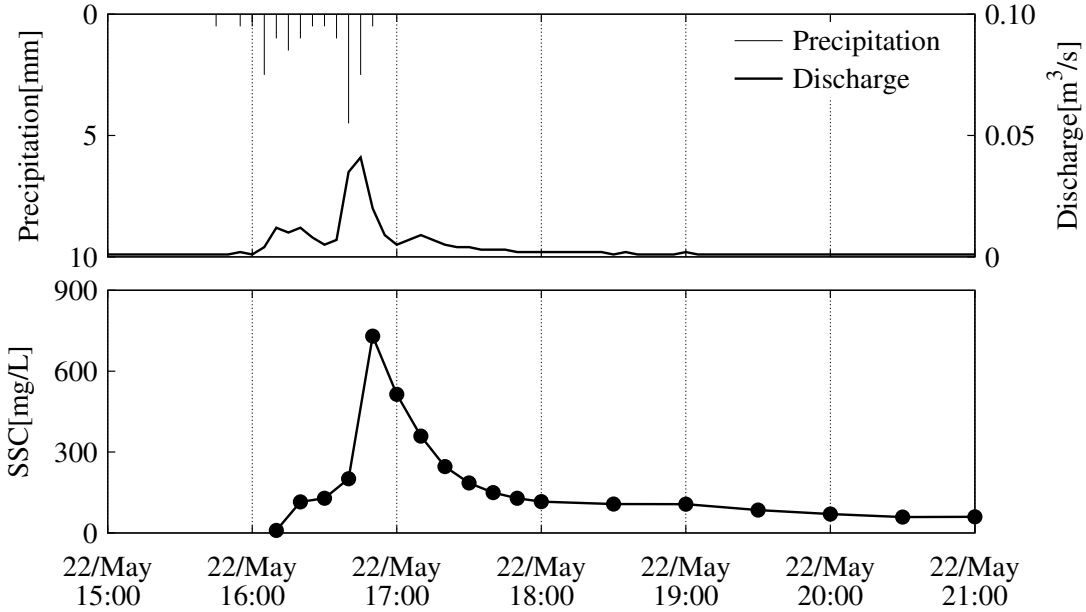


図 2.9　浮遊土砂濃度を 10 分間隔で測定した事例 (2005 年 5 月 22 日，集水域 B)

一方で，ファーストフラッシュと呼ばれる現象も観測された．この現象は，低流量時の浮遊土砂濃度が高流量時よりも高くなったもので，降雨イベントの初期に起こりやすいとされている．本研究で観測されたファーストフラッシュの事例を図 2.10 と図 2.11 に示した．図 2.10 の場合，18:15 に流量 $0.02\,\mathrm{m^3 \cdot s^{-1}}$ で浮遊土砂濃度 $436\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ である．その後の 19:00 には，流量が $0.09\,\mathrm{m^3 \cdot s^{-1}}$ 付近まで増大したが，浮遊土砂濃度は $249\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ と 18:15 のときより小さい．また図 2.11 の場合，2:15 に発生した流量ピーク時の浮遊土砂濃度は測定されていないため実際には不明だが，その前後の傾向からして 1:00 の濃度よりは小さいと推察される．このようなファーストフラッシュの発生には，降雨イベント終了後や無降雨時に，土壌成分が流域の地表面に流出し易い状態で蓄積することが一因として考えられている．

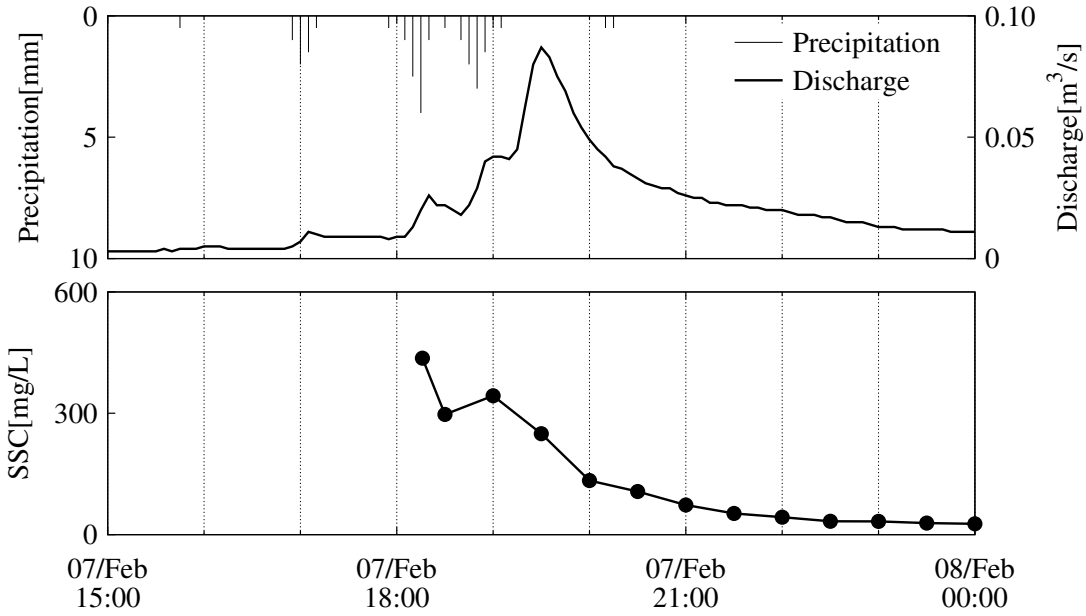


図 2.10　ファーストフラッシュの事例その 1 (2005 年 2 月 7 日，集水域 A)

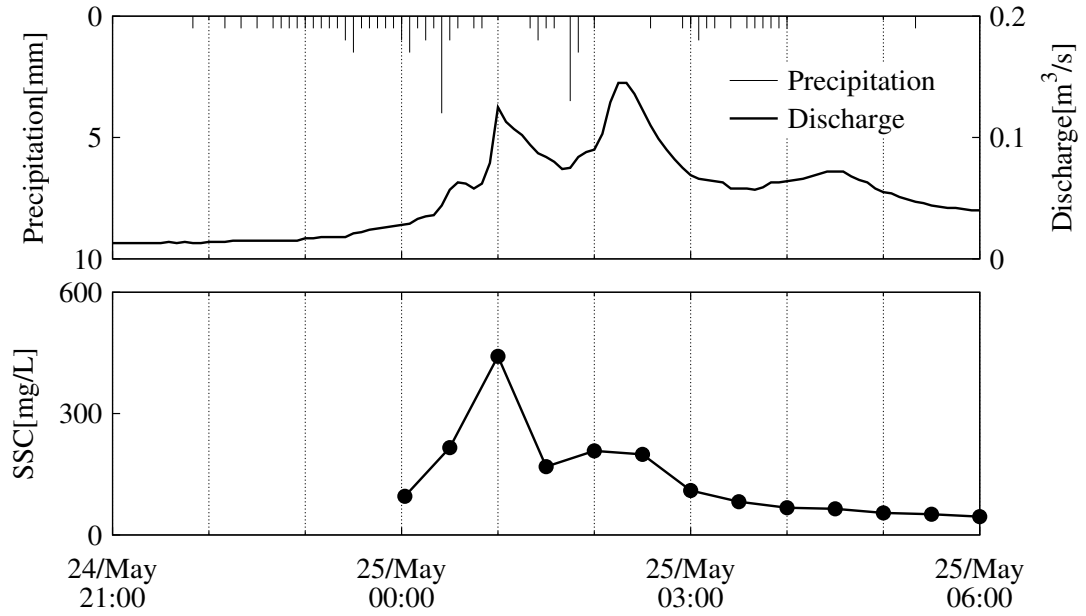


図 2.11　ファーストフラッシュの事例その 2 (2005 年 5 月 25 日，集水域 A)

2.3.2　LQ 関係

図 2.12 は調査結果から得られた LQ 関係である．集水域 A については，裸地の影響が顕著であった場合とそうでない場合とを異なるマーカーでプロットしており，裸地の影響があった場合の LQ 関係は異なる傾向を示すことがわかる．

一般に，LQ 関係は式 2.1 で記述される．

$$L = aQ^b \tag{2.1}$$

ここに，L:負荷量 [$\mathrm{g \cdot s^{-1}}$]，Q:流量 [$\mathrm{m^3 \cdot s^{-1}}$]，$a$ および b:パラメータである．式 2.1 は LQ 式と呼ばれる．浮遊土砂に関しては，$b = 2.0$ とした報告がある (土木学会水理委員会, 1985; 酒井ら, 1999; 大澤ら, 2004).

図 2.12 の LQ 関係に対し，LQ 式のパラメータを非線形回帰分析により求めた結果を表 2.1 に示した． 同定された LQ 式のあてはめのよさを AIC 値 (例えば， 坂元ら, 1983) によって評価した．同一の観測値に対して異なる複数の回帰モデルのあてはめを行った場合，AIC 値が小さい回帰モデルほど観測値に対するあてはまりがよい．表 2.1 において，ふたつのパラメータ a と b を求めた LQ 式と，$b = 2.0$ としてパラメータ a のみを求

表 2.1　LQ 式のパラメータの同定結果 *

	集水域 A**			集水域 B			集水域 C		
LQ 式	a	b	AIC	a	b	AIC	a	b	AIC
$L = aQ^b$	1642	1.792	6329	1629	1.745	4082	1006	1.611	5016
$L = aQ^2$	1571	—	6414	1742	—	4202	886	—	5047

* 同定された各パラメータの有意確率は $P < 0.001$ であった．

** 裸地の影響が顕著であった結果を除いて回帰分析を行った．

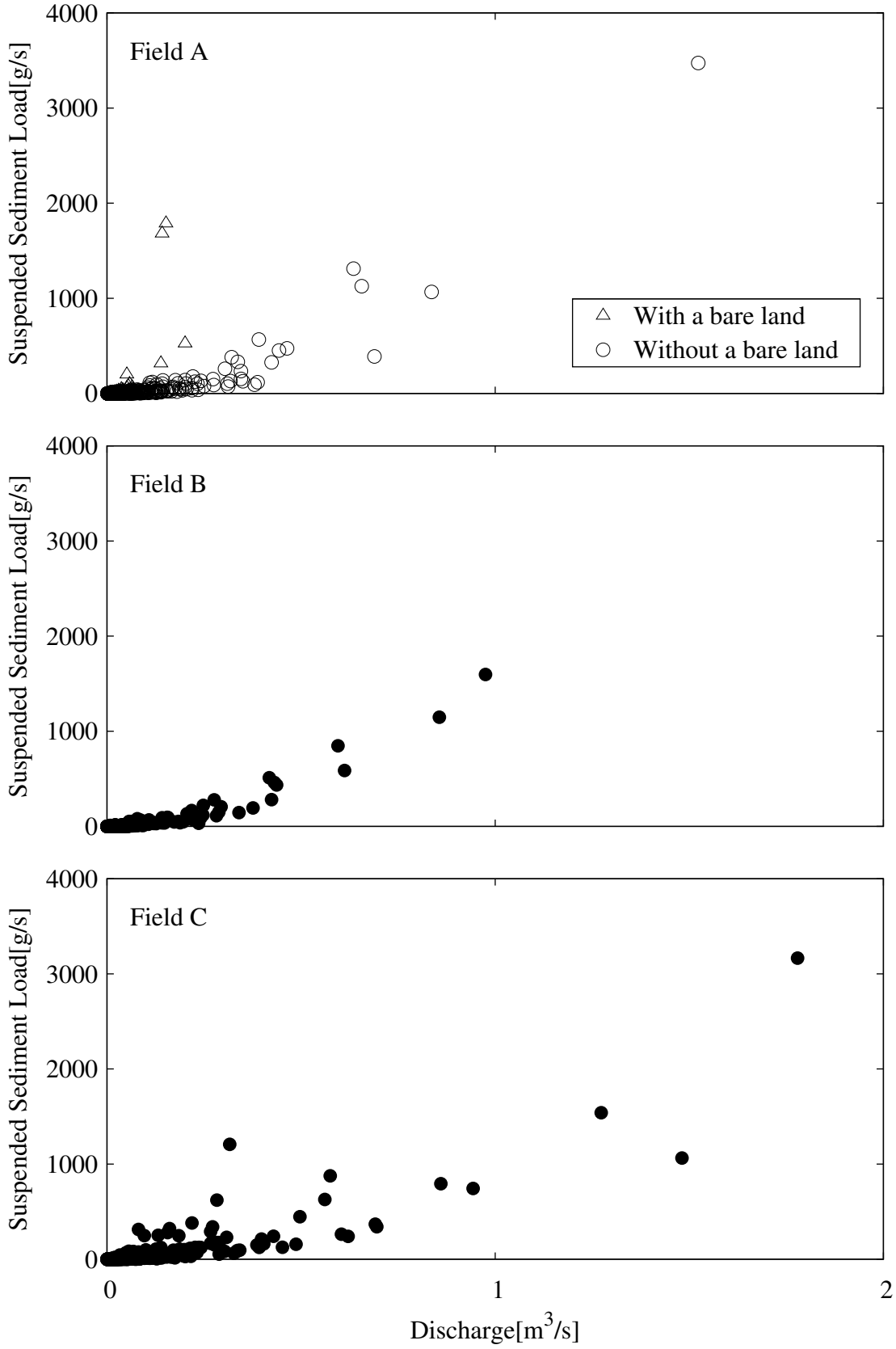

Field A
Field B
Field C
Suspended Sediment Load[g/s]
Discharge[m3/s]
With a bare land
Without a bare land
0
1000
2000
3000
4000
0
1
2

図 2.12　LQ 関係

めた LQ 式の AIC 値を比較すると，いずれの集水域においてもふたつのパラメータを同定した LQ 式の AIC 値が小さい．しかし，その差は小さく，また，ふたつのパラメータを同定した LQ 式における b 値が集水域どうしでほぼ同じであることから，調査した沈砂池集水域では，既往の研究にみられるように $b = 2.0$ としてもよいと考えられる．

a 値を集水域どうしで比較すると，集水域 C の a 値が比較的小さい．このことは，集水域 C では流量変化に対する負荷量の応答が他の集水域に比較して鈍いことを示している．その原因としては，集水域 C の排水路は流下延長が比較的長く，流路内の浮遊土砂の分布が流下方向に平均化されるためと思われる．

2.3.3　浮遊土砂流出量と降雨要因との関係

集水域 A について，浮遊土砂流出量と降雨要因との関係を解析した結果について述べる．降雨イベントごとの浮遊土砂流出量を以下の手順で求めた．なお，解析資料数は図 2.13 に示す 28 個である．

手順 1　5 分間隔の浮遊土砂濃度を線形内挿により算出．

手順 2　負荷量を 5 分間隔で算出．

手順 3　各 5 分間内の負荷量を一定として，降雨イベント期間内で負荷量を累積することによって，当該降雨イベントの浮遊土砂流出量を算出．

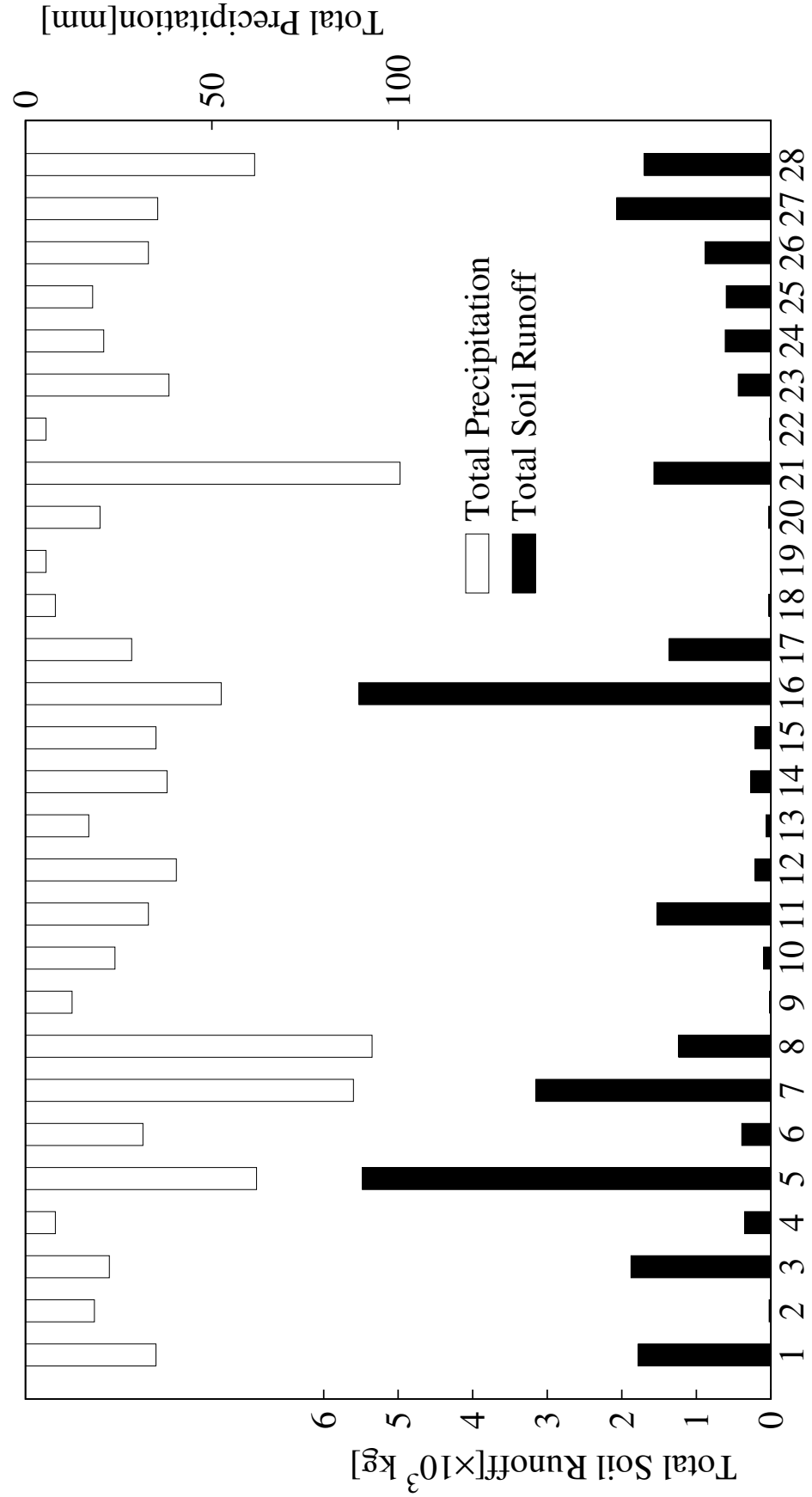


図 2.13　降雨イベントごとの浮遊土砂流出量と総雨量

2.3.3.1　浮遊土砂流出量と雨量との関係

図 2.14 は浮遊土砂流出量と総雨量との関係である．また，浮遊土砂流出量と最大 5 分間雨量，最大 10 分間雨量，最大 30 分間雨量および最大 60 分間雨量の 4 種の雨量との関係を図 2.15 に示した．浮遊土砂流出量は分布範囲が広いため対数軸にプロットした．図 2.14 より，総雨量の増加に伴い浮遊土砂流出量が増加する傾向が認められた．一方，図 2.15 における浮遊土砂流出量と 4 種の雨量との関係は，図 2.14 のように明瞭ではない．このことから，降雨イベント単位の浮遊土砂流出量に対しては総雨量の影響が大きいと思われる．最大 5 分間雨量，最大 10 分間雨量，最大 30 分間雨量および最大 60 分間雨量の 4 種の雨量は瞬間的な土壌侵食量の大きさに関わる降雨要因であるといえるが，降雨継続時間に占めるこれら 4 種の雨量の継続時間の割合は小さいため，浮遊土砂流出量に及ぼす影響は弱いと考えられる．ただ，図 2.15 においては，最大 60 分間雨量の場合でプロットのばらつきが比較的小さくなっていることがわかる．

図 2.14 のプロットの分布を図中に示した破線によって任意に上下ふたつのグループに分類し，その違いについて検討する．破線より上側のグループには，梅雨時期，キク栽培の裸地畑および強い降雨強度の降雨イベントが含まれた．破線より下側のグループには，梅雨時期，サトウキビの生長期，生育後期，収穫期の降雨イベントが含まれた．したがって，上側のグループには土壌侵食の加速要因を持った降雨イベント，下側のグループには，梅雨時期を除いて，土壌侵食の抑制要因を持った降雨イベントが属していると考えられる．下側のグループに含まれた梅雨時期の降雨イベントでは，最大 30 分間降雨強度と最大 60 分間降雨強度が最大 5 分間降雨強度と最大 10 分間降雨強度より小さかった．

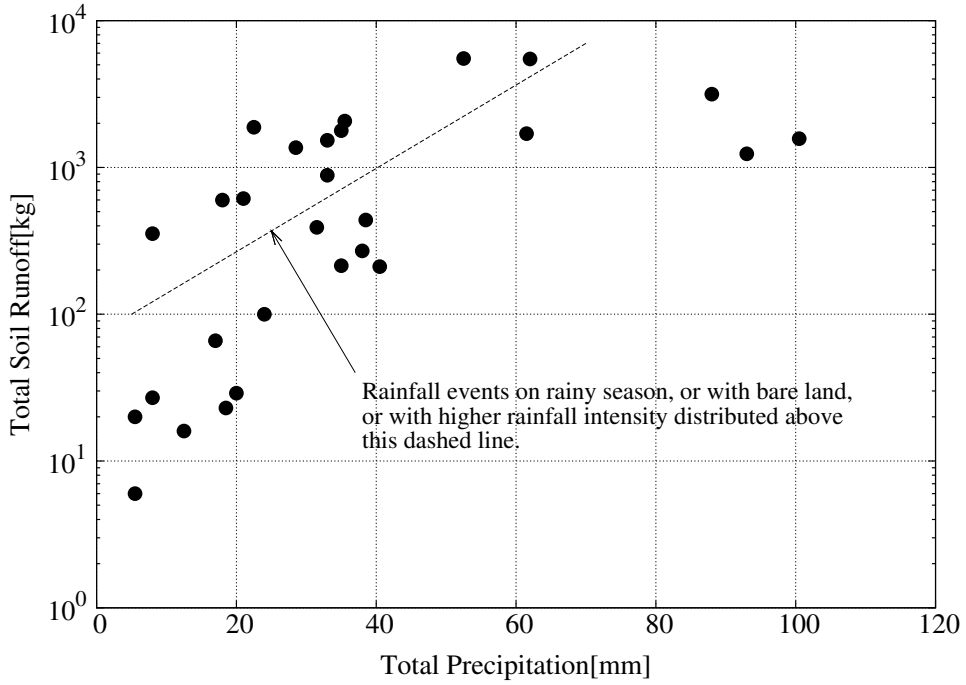


図 2.14　浮遊土砂流出量と総雨量の関係

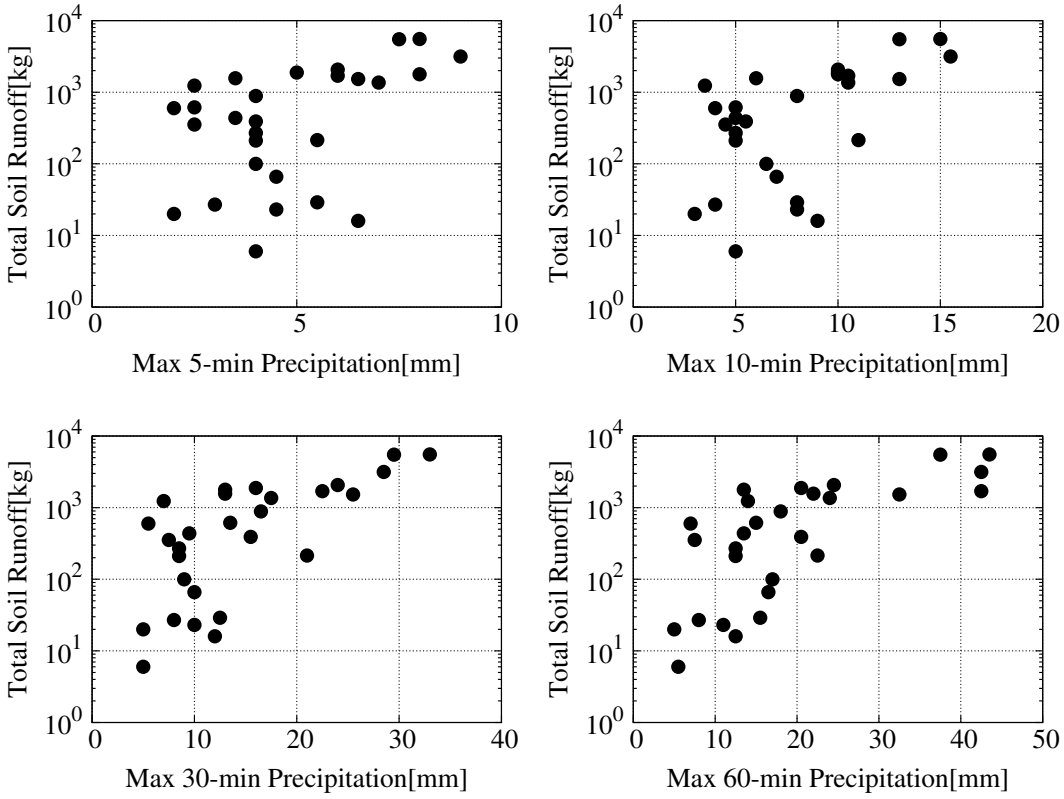


図 2.15　浮遊土砂流出量と 4 種の雨量との関係

2.3.3.2　浮遊土砂流出量と降雨エネルギーとの関係

浮遊土砂流出量には総雨量の影響が大きいと考えられた．ここではその理由について調査で得られたデータに基づいて検討する．

土壌侵食時の流亡土量は降雨エネルギーとの相関が高いことから，図 2.13 に示した各降雨イベントに対し，浮遊土砂流出量と降雨エネルギーとの関係を調べた．翁長 (1986) によって示された沖縄地方における降雨エネルギーの算定式 (式 2.2) を用いて，降雨イベント毎の降雨エネルギーを算出した．

$$KE = 9.81 + 10.6 \log_{10} I \tag{2.2}$$

ここで，KE:降雨エネルギー [$\mathrm{J \cdot m^{-2} \cdot mm^{-1}}$]，I:降雨強度 [$\mathrm{mm \cdot h^{-1}}$] である．式 2.2 に雨量 (単位:mm) を乗じて，一降雨の降雨エネルギーが得られる．本研究では，5 分間雨量と 5 分間降雨強度を用いて得られた 5 分ごとの降雨エネルギーを降雨イベント期間内で累積し，これを当該降雨イベントの降雨エネルギーとした．

図 2.16 は浮遊土砂流出量と降雨エネルギーとの関係である．図 2.14 と比較して，プロットの分布に大きな変化がみられないことがわかる．そこで，降雨エネルギーと総雨量との関係を調べたのが図 2.17 である．図 2.17 より，降雨エネルギーと総雨量とは高い相関関係にあることがわかる．したがって，浮遊土砂流出量に対して総雨量の影響が大きいのは，降雨エネルギーと総雨量とに高い相関関係があるためといえる．

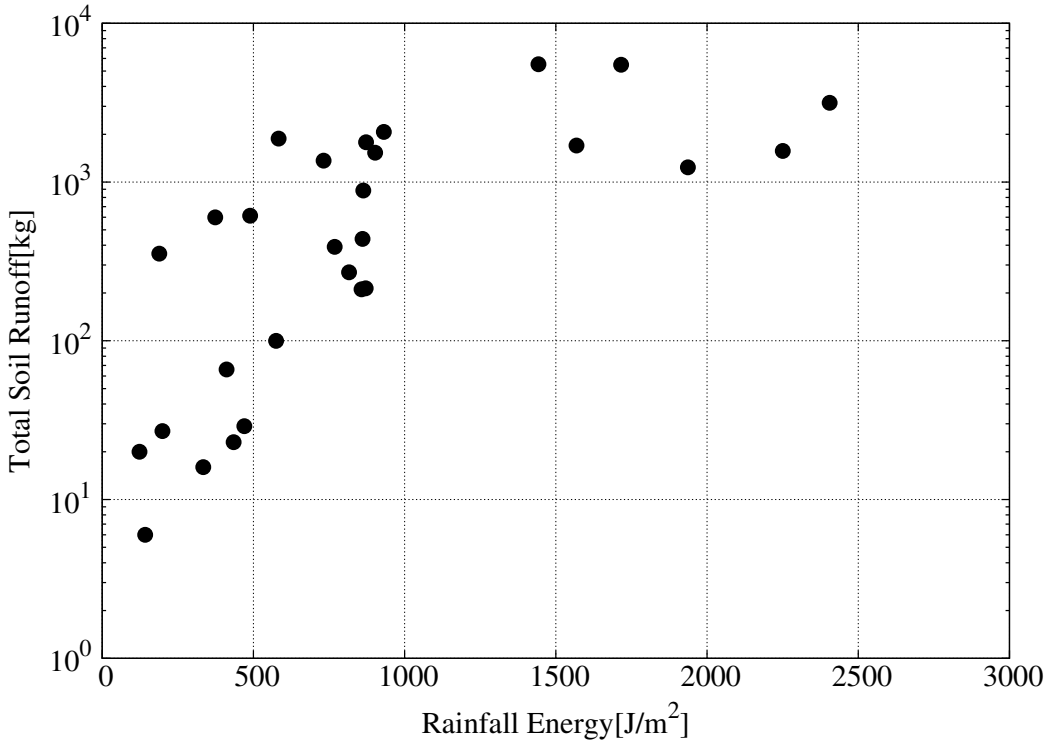


図 2.16　浮遊土砂流出量と降雨エネルギーの関係

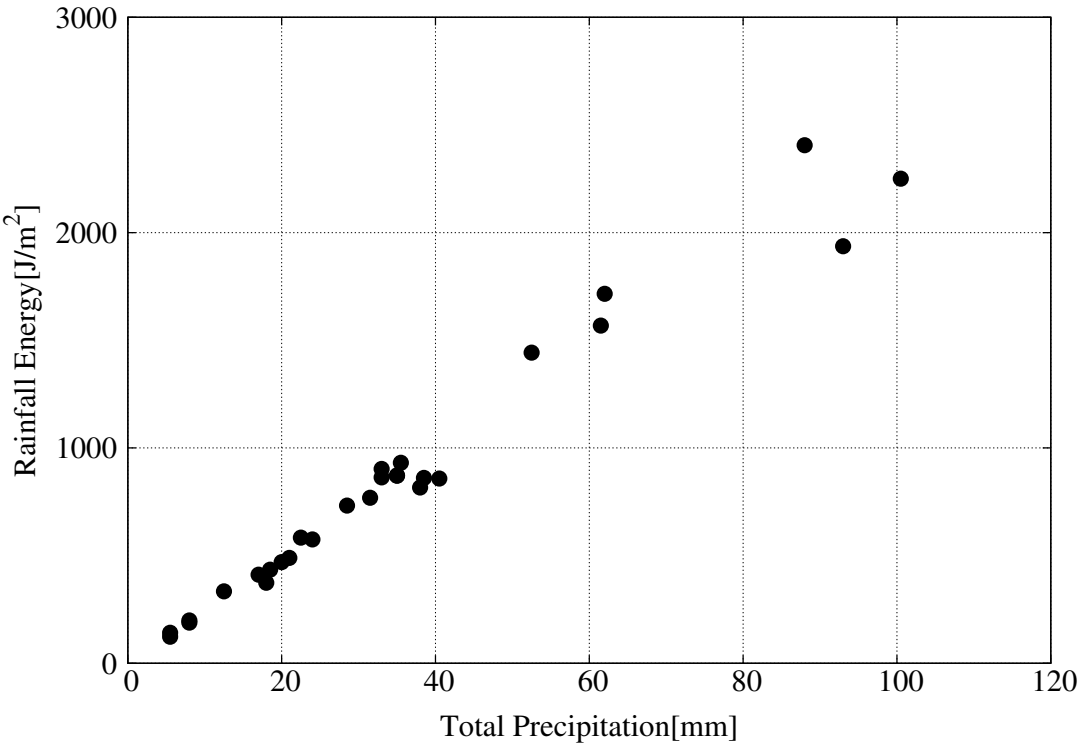


図 2.17　降雨エネルギーと総雨量の関係

2.4　沈砂池の対策効果の評価のための資料解析

2.4.1　浮遊土砂の粒度分布

土砂流出防止対策の対策効果を検討するうえで，浮遊土砂の粒度特性は対策効果に重要な影響をもたらすと考えられる．そこで本研究では，調査で採水した懸濁試料水に含まれる浮遊土砂の粒度分布も調べている．これまでに 700 近い粒度分析結果が得られており，そのすべてを図 2.18 に示した．ここでは，沈砂池流出口の粒度分析結果を含めていない．降雨イベント，集水域 (A，B および C) および降雨イベント内での採水時点の区別をせずにすべての粒度分布を比較することで，浮遊土砂の粒径の分布範囲の概観が得られると考えた．図 2.18 より，粘土・コロイド，シルトおよび細砂が沈砂池集水域末端まで流出していることがわかる．砂分をはじめとする粗粒分の多くは，図 2.19 に示すように集水域内部の排水系統において堆積するものと考えられる．

図 2.18 において，曲線が集中し，濃くなっている部分が平均的な粒度分布を示していると考えられ，その部分については，シルト分の割合が高かった．

沈砂池の対策効果の指標となる浮遊土砂捕捉率の算定に用いるため，図 2.18 に示した粒径加積曲線の中から代表的な 6 種を選び図 2.20 に示した．また，これら 6 種の粒度分布の特徴を表 2.2 にまとめた．なお，90% 粒径が小さいものから順に番号 (No.1，2，...，6) を付与した．第 4 章では，図 2.20 に示した 6 種の粒度分布を用いて沈砂池の浮遊土砂捕捉率を求める．

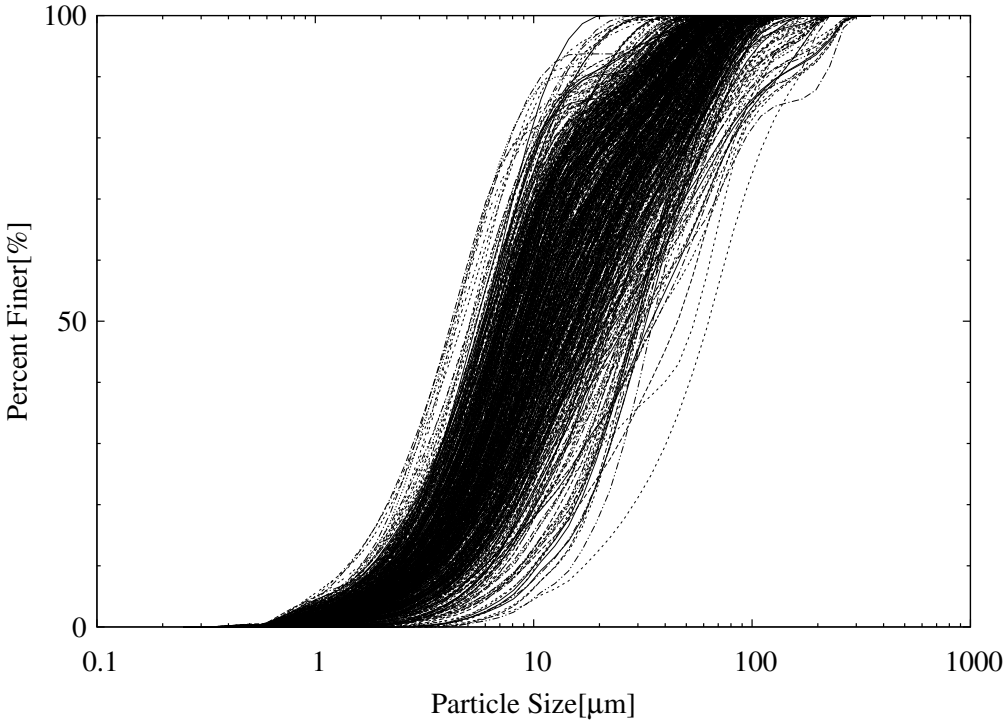


図 2.18　浮遊土砂の粒径加積曲線



説明　2006 年 1 月 12 日の降雨イベント直後の様子．砂分をはじめとする粗粒分が主成分である．土砂溜桝のほか，排水路でも図のような土砂の堆積が確認される．

図 2.19　集水域内部の土砂溜桝の堆積土砂

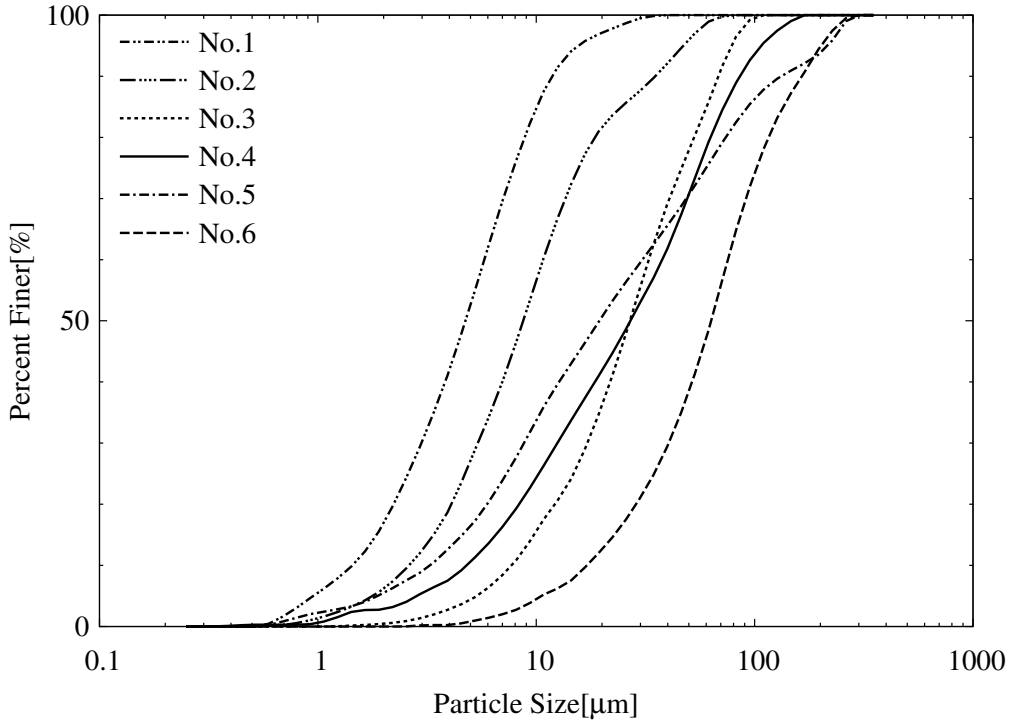


図 2.20　6 種の代表的な粒径加積曲線

表 2.2　代表的な粒度分布の特徴

種別	粒度分布の特徴	50% 粒径 D_{50}[μm]
No.1	6 種のなかで最も細粒化している.	4.7
No.2	図 2.18 で曲線が集中している部分の左側にある．平均的と思われる粒度分布のなかではより細粒化しており，細砂分を含まない.	8.7
No.3	図 2.18 で曲線が集中している部分の右側にある．平均的と思われる粒度分布のなかではより粗粒化しているが，シルト分 (88%) の割合が大きく，粘土分 (4%) と細砂分 (8%) の割合は比較的小さい.	26.8
No.4	図 2.18 で曲線が集中している部分の右側にある．No.3 と比較して粘土分 (9%) と細砂分 (16%) の割合が大きい.	27.0
No.5	6 種のなかで最も幅広い粒度分布をしている.	19.5
No.6	6 種のなかで最も粗粒化している．細砂分 (43%) の割合が大きく，粘土分 (1%) の割合は小さい.	63.0

2.4.2 総流出率と総雨量の関係

降雨出水量は沈砂池の容量決定や対策効果の評価に役立つものであるといえる．すなわち，全貯留型の沈砂池を計画するならば，設計雨量から降雨出水量を得ることにより沈砂池の容量を決定することができる．また，第 4 章で述べるように，沈砂池の浮遊土砂捕捉率の推測に降雨出水量を役立てることが考えられる．しかし，一降雨の総流出率は雨量，土壌水分量，植生，地形および地質といった降雨や流域の性質に応じて変化するため，降雨出水量を得ることは難しい．したがって，総流出率を適切に評価することが必要となる．

ここでは，降雨出水量を把握するため，調査地とした沈砂池集水域における総流出率と総雨量の関係を求める．

2.4.2.1 方法

川上 (1962) が提案した式 2.3 を本研究における総流出率と総雨量の関係に適用する．

$$f = 1 - \frac{m}{R^n} \tag{2.3}$$

ここに，f:総流出率，R:総雨量 [mm]，m および n:定数である．総流出率と総雨量の調査資料を用いて式 2.3 の定数 m と n を決定することにより，沈砂池集水域における総流出率と総雨量の関係式が得られる．

調査で計測した雨量と流量を用いて，総流出率 f を次の式 2.4 により求める．

$$f = 1000 \cdot \frac{Q}{RA} \tag{2.4}$$

ここに，f:総流出率，Q:直接流出量 [m^3]，R:総雨量 [mm] および A:流域面積 [m^2] である．総流出率 f，直接流出量 Q および総雨量 R はひとつの降雨イベントについての量である．総雨量には調査で得た計測値を用いる．また，流域面積には沈砂池集水域の面積 444000m^2 を用いる．したがって，直接流出量を得ることにより総流出率が求められる．本研究では，沈砂池集水域末端における流量を計測しており，流量ハイドログラフの立上がり点から水平分離することにより直接流出量を算出する (図 2.21 参照).

解析対象とする降雨イベントには総雨量が 10 mm 以上かつ先行降雨の影響がないものを選定する．総雨量が 10 mm 未満であっても流量はわずかに増加する．しかし，その主因は排水路への直接の降雨によるものと考えられ，総流出率が過大評価される傾向が認められる．そのため，総雨量が 10 mm 未満の降雨イベントを控除する．また，先行降雨の影響がある場合についても，総流出率が過大評価される傾向が認められるため控除する．なお，梅雨時期は降雨が連続するため，梅雨入り頃から梅雨明け頃までを一括して扱い，大きい総雨量における総流出率を得るものとする．

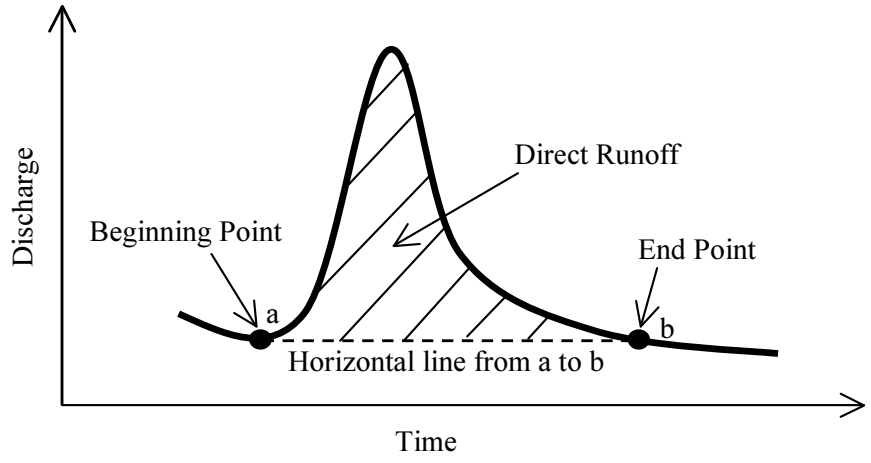


図 2.21　直接流出量の水平分離

2.4.2.2 結果および考察

降雨イベントごとの総流出率をそれぞれの総雨量と対応させてプロットしたのが図 2.22 である．解析資料数は 44 個である．図 2.22 のプロットの分布より，総雨量の増加とともに総流出率が増加する傾向が認められる．図 2.22 に示した総流出率と総雨量の計測値を用いて，式 2.3 の定数 m と n を非線形回帰分析により決定した．得られた関係式 $f = 1 - 1.8/R^{0.216}$ の表すグラフを図 2.22 に破線で示す (ケース 1)．ここで，川上 (1962) は式 2.3 の n 値として，6 つの簡易な分数値 $(1, 3/4, 2/3, 1/2, 1/3, 1/4)$ を示している．そこで，先に得た $n = 0.216$ の近似として $n = 1/3$ と $1/4$ を定め，m 値のみ決定する場合についても検討した．$m = 1/3$ と定めた場合 (ケース 2) を一点鎖線で，$m = 1/4$ と定めた場合 (ケース 3) を実線でそれぞれ図 2.22 に示す．

図 2.22 より，計測値に対する式 2.3 のあてはめは概ね良好であるといえる．上記 3 ケースのあてはめ具合を図 2.22 中に示した AIC 値により比較すると，m 値と n 値の両方を決定したケース 1 の場合が比較的良好である．ケース 1 とケース 3 の AIC 値はほぼ同じであるが，ケース 3 はケース 1 より総流出率を大きく見積もる．つまり，ケース 3 はケース 1 より降雨出水量を大きく見積もることとなる．ケース 2 の $m = 1/3$ とした場合は，AIC 値からすれば計測値全体に対するあてはまりは比較的劣り，3 ケースの中で総流出率を最も大きく見積もる．しかし，図 2.22 からすると，総雨量が大きい範囲でのあてはまりは比較的よいと考えられる．第 4 章で検討するような沈砂池の対策効果の評価における実用面を考慮すると，総流出率を大きめに見積もることが望ましい．そこで本研究では，ケース 2 の $m = 1/3$ とした関係式 $f = 1 - 2.6/R^{1/3}$ を採用し，以降の解析に用いる．

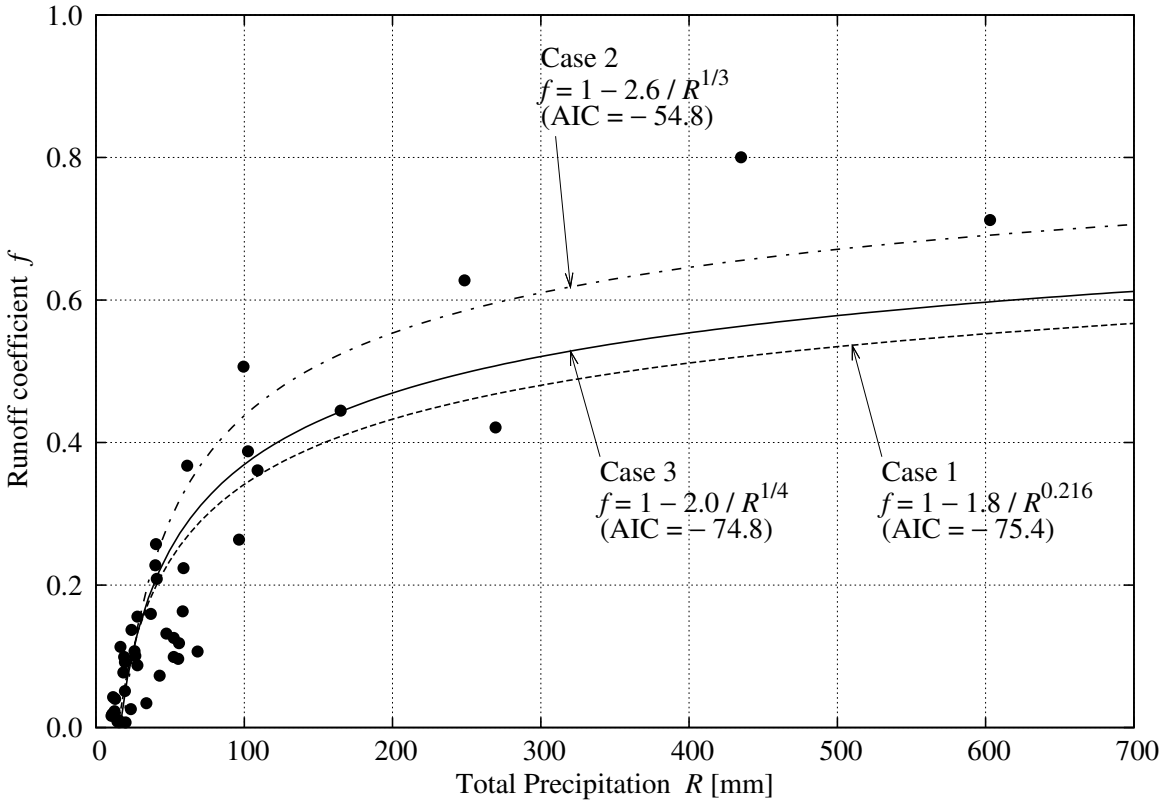


図 2.22　総流出率と総雨量の関係

2.4.3　日雨量の概算

第 2.4.2 項において総流出率と総雨量の関係を得たが，その関係を用いてある降雨イベントの降雨出水量を求めるには当該降雨イベントの総雨量を把握する必要がある．しかし，一降雨イベントの総雨量は，降雨イベントの継続時間やその継続時間内での雨量分布により変化するため，一降雨イベントの総雨量を推定することは困難である．

ここでは，一降雨イベントの総雨量が日雨量に相当するものとして，調査地域における日雨量をふたつの方法により概算する．

2.4.3.1　方法 1——計画基準降雨を用いる場合——

沖縄県の土砂流出防止対策での排水計画および設計において，沈砂池を含む一般の排水路施設は短時間降雨強度を計画基準降雨としている．これとは別に，浸透池については洪水調節容量を確保する必要があるため，雨量を計画基準降雨としている．ここで，浸透池の場合の計画基準降雨は水文統計的な雨量ではなく，確率降雨強度式を用いて合成される雨量である (沖縄県農林水産部, 2005, p.36–38)．以下，確率降雨強度式を用いて調査地域の日雨量を概算する．

式 2.5 は降雨強度と降雨継続時間の代表的な関係を記述する 3 定数型一般式である．

$$r = \frac{a}{t^c + b} \tag{2.5}$$

ここに，r:降雨強度，t:降雨継続時間，a, b および c:パラメータである．$c = 1.0$ のときタルボット式，$b = 0.0$ のときシャーマン式，$c = 0.5$ のとき久野・石黒式となる．式 2.5 をモデルとして沖縄県の地域別の確率降雨強度と洪水到達時間との関係式が与えられて

おり，排水計画・設計に利用されている．沖縄県の地域別 10 年確率降雨強度式のパラメータ値を表 2.3 に示す．表 2.3 のパラメータ値を適用する場合，降雨強度と洪水到達時間の単位はそれぞれ $\mathrm{mm \cdot h^{-1}}$ と min である．

表 2.3　10 年確率降雨強度式のパラメータ値 (沖縄県農林水産部, 1995, p.61 表 4 を整理)

地域	パラメータ値			式型
	a	b	c	
名護	835	1.74	0.5	久野・石黒式
那覇	741	2.06	0.5	久野・石黒式
宮古島	353	0.0	0.36	シャーマン式
石垣島	376	0.0	0.37	シャーマン式

本研究の調査地域に適用される 10 年確率降雨強度式は表 2.3 の「名護」を用いて次の式 2.6 となる．

$$r = \frac{835}{\sqrt{t} + 1.74} \tag{2.6}$$

式 2.6 を用いて計画基準降雨となる 1 日分の計画降雨波形を 20 分間隔で合成すると，図 2.23 のマーカー付き実線で示したグラフとなる．計画降雨波形は降雨強度ピークを降雨終了時点とする後方集中型が想定されている．すなわち，降雨のうち流出成分が多くなるように計画される．計画降雨波形から求めた 20 分間雨量を棒グラフで，その 20 分間雨量の累積値を破線のグラフで図 2.23 に示す．

図 2.23 に破線で示した累積雨量のグラフより，計画基準降雨を用いる場合の日雨量は 505 mm である．

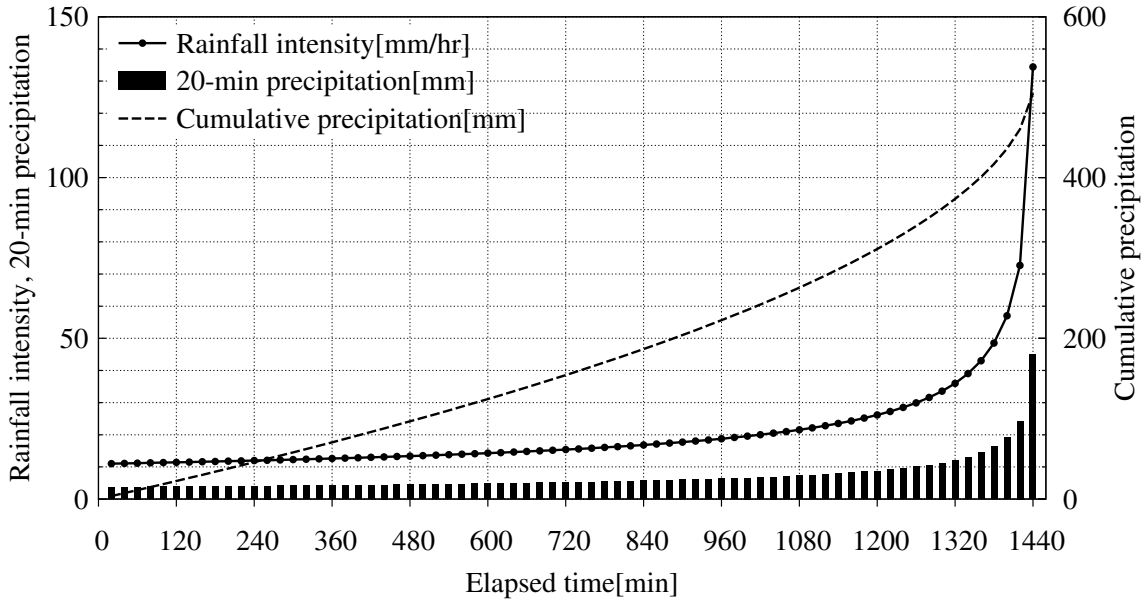


図 2.23　調査地域の計画基準降雨と概算雨量

2.4.3.2　方法 2——水文頻度解析を用いる場合——

図 2.24 は，アメダス観測値を用いて作成した調査地域付近の年最大日雨量の推移である．図 2.24 に示した 32 個の年最大日雨量について，最大値は 240.0 mm，最小値は 99.0 mm および中央値は 141.0 mm である．この 32 個の年最大日雨量を標本として水文頻度解析により確率日雨量を概算する．

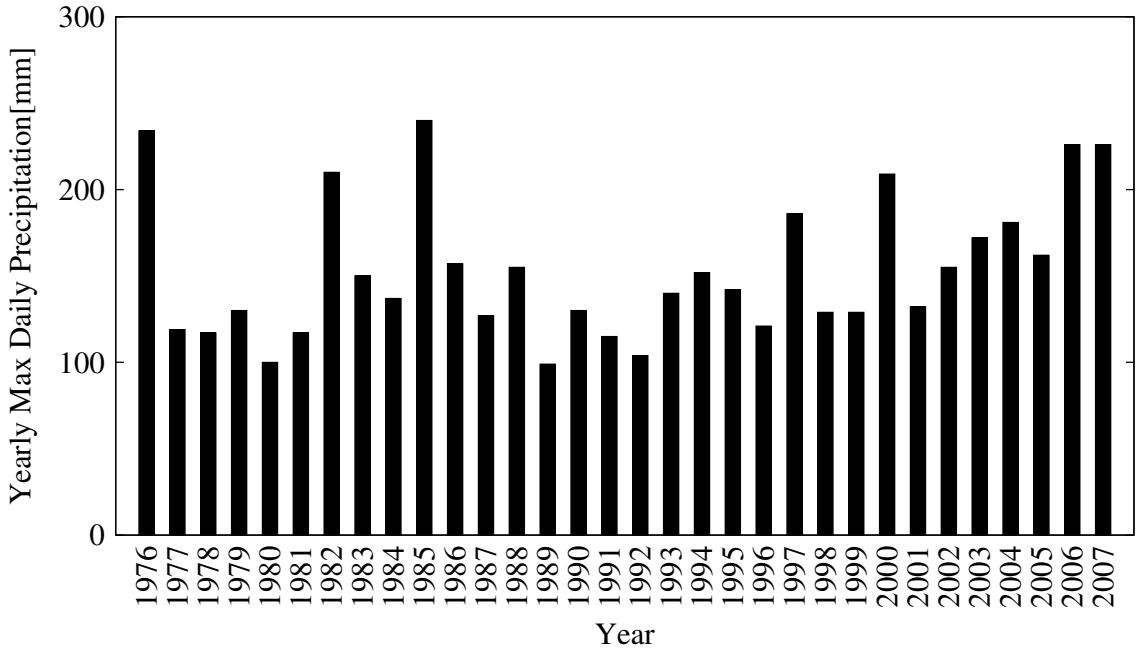


図 2.24　調査地域付近の年最大日雨量の推移 (1976 年から 2007 年までの 32 年間)

水文頻度解析では適当な確率分布を標本にあてはめ，再現期間や確率水文量を求める．標本への確率分布のあてはめには確率紙や解析的手法が用いられる．本研究では確率紙を用いて確率日雨量を概算する．確率紙を用いる場合，各標本値に確率値 (プロッティング・ポジション) を与えるプロッティング・ポジション公式の選定が重要である．本研究では，近年よく使われているカナン公式 (式 2.7) を採用する (Cunnane, 1978)．星 (1998)

によれば，カナン公式はどの確率分布形にもなじむ折衷案として提案されている．

$$W_i = \frac{i-0.4}{n+0.2} \tag{2.7}$$

ここに，W_i:各標本値のプロッティング・ポジション，n:標本数，i: n 個の標本を標本値の大きさ順に並べたときの小さい方からの順位である．各標本値について求めたプロッティング・ポジションをそれぞれの標本値と対応させて確率紙にプロットすることにより経験的確率分布が得られる．この経験的確率分布を利用して，標本として用いた水文量についての確率水文量を推定することができる．

図 2.25 は上記 32 個の年最大日雨量のプロッティング・ポジションを正規確率紙にプロットしたものである．縦軸は百分率で表した非超過確率 W_i を示す．横軸は年最大日雨量を次式により変換した値 X_i をあらわし，X_i の値が大きいほど年最大日雨量が大きいことを示す．

$$X_i = \log \frac{x_i}{\bar{x}} \tag{2.8}$$

$$\bar{x} = \exp\left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \log x_i\right) = 148.3734 \tag{2.9}$$

ここに，X_i:年最大日雨量の変換値，x_i:年最大日雨量 [mm]，$\bar{x}$:年最大日雨量の幾何平均値 [mm]，n:標本数 ($n = 32$)，i: n 個の標本を標本値の小さいものから順に並べたときの順位である．横軸に X_i をとるのは，確率紙上でプロットの分布形を直線に近づけるためである．

図 2.25 より，プロットの分布上端付近でのばらつきが認められるが，全体的には概ね直線を示すことがわかる．プロットの分布を代表するように目検討で平分線を挿入した．

図 2.25 に基づき調査地域の 10 年確率日雨量を求める．平分線上において，非超過確率 $W_i = 90\%$ に対するパーセント点は $X_i = 0.3$ である．式 2.8，式 2.9 および $X_i = 0.3$ を用いて x_i を逆算すれば，10 年確率日雨量は 200 mm である．

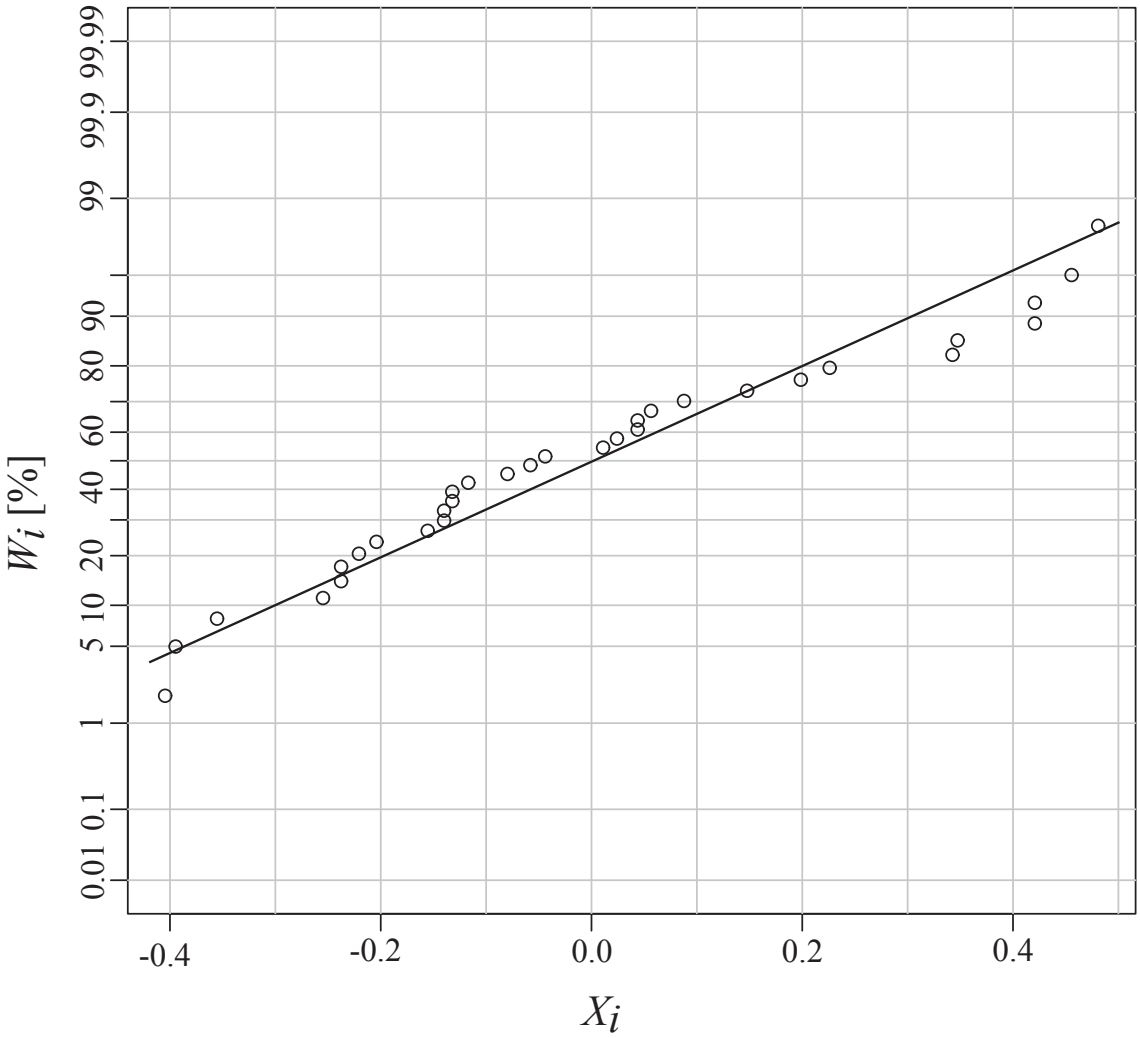


図 2.25　調査地域における確率日雨量の推定

2.4.3.3　考察

降雨強度式から合成した計画基準降雨とアメダス観測値を用いた水文頻度解析のふたつの方法により，調査地域の日雨量を概算した．計画基準降雨による場合，日雨量は 505 mm であった．水文頻度解析による場合，10 年確率日雨量は 200 mm であった．計画基準降雨から得た日雨量の再現期間を算定できないため単純比較となるが，両者の差 305 mm からすると，これらを同程度の日雨量とみなすことはできないといえ，どちらかを選択する必要がある．

計画基準降雨による場合，洪水に対する防災を考慮するために比較的大きな日雨量を評価すると考えられる．沈砂池は洪水を考慮した防災施設ではないため，洪水ピーク流量に対応できればよい．また，本研究では，防災施設としてではなく土砂流出防止対策としての沈砂池の対策効果を評価する．したがって，現実的な降雨出水量を把握するのがよい．

以上の考察より，調査地域における降雨出水量を算定するための降雨として，水文頻度解析より得た 10 年確率日雨量 200 mm を採用する．

第 2.4.2 項より，調査地とした沈砂池集水域における総流出率 f と総雨量 R の関係は $f = 1 - 2.6/R^{1/3}$ として記述できた．したがって，一降雨イベントの総雨量が上記の 10 年確率日雨量 200 mm に相当するとして，総流出率は $f = 0.555$ である．総流出率 $f = 0.555$，10 年確率日雨量 200 mm および沈砂池集水域面積 $A = 444000\,\mathrm{m}^2$ を式 2.4 に代入すれば，降雨出水量 $Q = 49284\,\mathrm{m}^3$ を得る．この降雨出水量は調査沈砂池の容量 ($9200\,\mathrm{m}^3$) の 5.4 倍である．

2.5　第 2 章のまとめ

本研究における各種の解析に用いるデータを取得するため，畑地帯の沈砂池集水域において浮遊土砂流出に関する現地調査を実施した．調査期間は 2004 年 5 月から 2006 年 12 月までであった．

また，調査で得たデータ整理と浮遊土砂流出の概要を把握するため，得られたデータを用いて浮遊土砂流出特性について検討した．さらに，沈砂池の対策効果を評価するために用いる資料を得るため，浮遊土砂の粒度分布の分類と降雨出水量に関する解析を行った．これらの検討結果や解析結果についての具体的な内容は以下のとおりである．

- 降雨時，沈砂池集水域末端部での浮遊土砂濃度が増大した．これは，畑地の土壌侵食に伴った浮遊土砂の流出によるものであることが確認された．
- 沈砂池集水域末端部における浮遊土砂濃度は雨量や流量の経時変化に応じて変化し，それらと同様の増減傾向を示した．このような浮遊土砂濃度の変化は，畑地における土壌侵食量が降雨強度や表面流出水の流量により変化することが原因といえる (翁長, 1986; 日下ら, 1981)．
- 流量と浮遊土砂の負荷量との関係 (LQ 関係) が認められた．ただし，浮遊土砂流出が裸地畑の影響を強く受けたときには，LQ 関係は異なった．裸地畑の影響があった結果を除くと，LQ 関係は一般的に用いられている LQ 式 (式 2.1) により記述可能であった．さらに，LQ 式の b 値に関して，既往の研究にみられるように，本研究結果についても $b = 2.0$ とできることが認められた．

- 浮遊土砂流出量に対しては総雨量の影響が強いことがわかった．これは，総雨量が降雨エネルギーと高い相関関係にあることが原因であった．
- 調査期間中に得られた約 700 の粒度分布より，浮遊土砂の構成成分は細砂分，シルト分および粘土・コロイド分であった．得られた粒度分布を 6 種に分類することができた．浮遊土砂の粒度分布は沈砂池の対策効果を左右する重要な性質であり，沈砂池の対策効果を評価するうえで欠かせないデータを得ることができた．
- 降雨出水量は沈砂池の容量決定や対策効果の評価に役立つものであるといえる．そこで，調査地とした沈砂池集水域における降雨出水量を把握するため，総流出率と総雨量の関係を解析し，また調査地域に推定される 10 年確率日雨量を概算した．その結果，総流出率 f と総雨量 R との関係式として，$f = 1 - 2.6/R^{1/3}$ を決定した．また，付近のアメダス観測値を解析し，10 年確率日雨量 200 mm を得た．一降雨イベントの総雨量が日雨量に相当するとした場合，10 年確率日雨量 200 mm に対しては降雨出水量 49284 m^3 が推定される．この降雨出水量は調査沈砂池容量 (9200 m^3) の 5.4 倍である．

今後の課題は以下のとおりである．

- 一般に，浮遊土砂濃度と流量との関係にはヒステリシスが存在する．これは流量増大時と減少時とで浮遊土砂濃度が異なる現象である．ヒステリシスは LQ 関係による浮遊土砂流出予測の精度を低下させる要因であるため，正確に把握することが重要である．ヒステリシスを解析するためには，細かい時間解像度のデータを得ることが必要であり，本研究の 30 分間間隔のデータではヒステリシスを詳細

に検討することができなかった．この点に関して，調査方法の検討が必要である．

- 浮遊土砂の粒度分布には，降雨や流域の性質に応じた土壌侵食の変化があらわれていることが推測される．これまでの調査により多数の粒度分布を得ることができたが，降雨や流域のどのような性質が影響しているかについては検討していない．沈砂池の対策効果にも関わる問題であるため，粒度分布と降雨や流域の性質との関係を解析する必要がある．

第 3 章

畑地帯における浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係

3.1　はじめに

近年，畑地帯における浮遊土砂流出にともなった懸濁態栄養塩の流出が指摘され (三原・坂本, 1996; 三原・上野, 1999)，これによる水質汚濁が懸念されている．

懸濁態栄養塩と水質汚濁との関係に関して，次のように多くの報告がある．Wilkinson (2004) は人為的サンゴ礁撹乱要因として ‘sediments’ と ‘nuturients’ を挙げている．大見謝ら (2000) は海底への土砂堆積量の増大に伴いサンゴ被度が減少することを明らかにした．Crossland (1982) は，沖縄県瀬底島の海岸線沿いの栄養塩濃度がリーフ内より高いことを示し，その原因のひとつとして農業活動によって栄養塩濃度が高まった地下水の影響を推測した．大見謝ら (2003) は過剰な海域栄養塩濃度がミドリイシ属サンゴに対して悪影響を及ぼしていると指摘した．また，藻類や細菌が懸濁態栄養塩を利用することも確か

められている．Cowen et al. (1976) は懸濁態窒素の無機化実験を行い，全窒素の 70% は藻類に利用可能であるとした．Cowen and Lee (1976) は，“available total P in a sample of urban runoff would be given by the sum of total soluble P and 0.3 × particulate P” と述べ，溶存態リンおよび懸濁態リンと藻類が利用可能な全リンとの関係を示した．Dorich et al. (1980) は，懸濁態の全リンの約 20%，懸濁態の無機リンの約 30% は藻類に利用可能であるとした．村上ら (1982) の一連の研究において，藻類による懸濁態栄養塩の利用において細菌の有無が関与していることが示された．安田ら (1996) は，ダム湖への濁水流入による濁度上昇が植物プランクトン相の変化を引き起こすことを示唆した．これらの研究から，懸濁態栄養塩の水環境への流出が水質汚濁の一因となるであろうことがわかる．

沖縄県の畑地帯に整備される各種の土砂流出防止対策は，本来，栄養塩流出防止を考慮したものではない．しかし，三原・坂本 (1996) や三原・上野 (1999) の指摘から推察するに，畑地帯の土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出動態にも影響していると考えられ，土砂流出防止対策に伴い懸濁態栄養塩の流出もいくらか防止されると思われる．これまで，畑地帯の土砂流出防止対策は土砂成分の流出を防止することを目的としたものであったが，畑地帯からの栄養成分の流出動態にも関与していることが考えられるため，今後は栄養成分まで含めた，土砂流出防止対策の多面的効果を検討していくことが望ましい．

したがって，畑地帯における浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出状況と両者の関係の把握は，土砂流出防止対策による浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出防止を評価するうえで重要である．また，浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出の関係把握は，投与した肥料成分の損失といった観点から土砂流出防止に対する農家意識の啓蒙に役立ち，営農的対策の普及拡大が期待できる．

これまで沖縄県で浮遊土砂と栄養塩の流出を調査したものとして，河川流域末端部における報告が数例あり，浮遊土砂濃度と栄養塩濃度との相関関係が示されている (仲宗根ら, 2001; 比嘉ら, 2001; 中嶋ら, 2003)．しかし，河川流域末端部における観測の場合，河川を流下することで浮遊土砂と栄養塩の量や分布が畑地での発生時点よりも変化していると考えられ，土砂流出防止対策による両者の流出防止状況を評価するうえで必要とされる沈砂池集水域から流出する時点での浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出状況および両者の関係は捉えられていない．

そこで本研究では，土砂流出防止対策による土砂流出防止に伴う懸濁態栄養塩の流出防止を念頭に置き，沈砂池集水域からの浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出を現地調査した．本章では，現地調査の結果にもとづいて浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出の関係を把握することを目的とする．また，浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出防止対策に関する考察を行う．さらに，浮遊土砂と栄養塩の流出による海域の水質環境変化について既存のデータを用いた検討結果も併せて示す．

3.2　調査方法

現地調査によって解析に必要なデータを収集した．現地調査方法は第 2 章で説明したとおりである．現地調査で採水した懸濁試料水の水質分析において栄養塩濃度の分析が追加された．ここでは，栄養塩流出の調査対象となった降雨イベントの概要，栄養塩濃度の分析方法および海域の水質環境変化の調査方法について述べる．

3.2.1　栄養塩流出を調査した降雨イベントの概要

栄養塩の調査を 2006 年 1 月から 12 月までの一年間に生起した降雨イベントを対象にして行った．2006 年に調査された降雨イベントのうち，表 3.1 に示した 3 つの降雨イベントについて浮遊土砂と栄養塩の解析をすることができた．本章の以降の部分では，降雨イベントの生起日時 (「1 月 12 日」,「6 月 10 日」および「12 月 7 日」) によってこれら 3 つを区別する．なお，1 月 12 日と 12 月 7 日では全ての集水域 (A，B および C) で浮遊土砂流出と栄養塩流出を調査し，6 月 10 日では集水域 B のみである．

表 3.1 には雨量観測の結果から得られた降雨特性も示した．1 月 12 日の降雨はサトウキビ収穫期直前に生起し，3 つの降雨イベントの中で総雨量が最も大きかった．6 月 10 日の降雨は梅雨期間中で，サトウキビ生長期であった．12 月 7 日の降雨はサトウキビの生長後期にあたり，3 つの降雨イベントの中で最大 60 分間雨量が最も大きかった．

表 3.1　降雨イベントの概要

降雨生起月日	降雨継続期間 [開始時–終了時]	総雨量 [mm]	最大 60 分間雨量 [mm]
1 月 12 日	21:30–翌 6:40	100.5	23.0
6 月 10 日	4:00–19:45	85.5	16.0
12 月 7 日	12:35–15:55	61.5	44.0

3.2.2　栄養塩濃度の分析方法

調査で採水した懸濁試料水を分割して栄養塩濃度を分析するための懸濁試料水を準備した．さらに，分割して得た懸濁試料水の一部を JIS 5 種 C のろ紙で直ちにろ過し，得られたろ液を溶存態試料水とした．懸濁態栄養塩濃度を直接的に測定することが出来ないため，懸濁試料水と溶存態試料水の全窒素濃度と全リン濃度を測定し，懸濁試料水の濃度 (トータル：TN，TP) から溶存態試料水の濃度 (溶存態栄養塩濃度：DN，DP) を差し引いた値を懸濁態栄養塩濃度 (PN，PP) とした．すなわち，ろ紙で捕獲される成分を懸濁態栄養塩とした．懸濁態栄養塩濃度の求め方と各栄養塩を示す略語を次式に整理した．

$$\mathrm{PN} = \mathrm{TN} - \mathrm{DN}$$

$$\mathrm{PP} = \mathrm{TP} - \mathrm{DP}$$

ここに，PN:懸濁態窒素濃度 [$\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$]，PP:懸濁態リン濃度 [$\mathrm{mgP \cdot L^{-1}}$]，TN:懸濁試料水の全窒素濃度 [$\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$]，TP:懸濁試料水の全リン濃度 [$\mathrm{mgP \cdot L^{-1}}$]，DN:溶存態試料水の全窒素濃度 [$\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$]，DP:溶存態試料水の全リン濃度 [$\mathrm{mgP \cdot L^{-1}}$] である．

全窒素濃度および全リン濃度の測定には米国 HACH 社製多項目迅速水質分析計 DR2500 を利用した．全窒素濃度は，アルカリ性条件下で試料水を過硫酸カリウム分解した後，発色試薬を添加して生成された黄色の錯体の波長 410 nm における吸光度を測定して求められる．全リン濃度は，酸性条件下で試料水を過硫酸カリウム分解した後，発色試薬を添加して生成された青色のモリブデン化合物の波長 880 nm における吸光度を測定して求められる．

本研究では土砂流出防止に伴う懸濁態栄養塩流出防止を念頭に置いており，流出防止対象となる懸濁態栄養塩の流出を把握すればよいことから，各種無機態成分 (NO_3-N，NO_2-N，NH_4-N，PO_4-P) の測定を省略した．なお，これらの無機態成分は溶存態栄養塩濃度 (DN，DP) に含まれると考えられる．

栄養塩濃度の測定間隔は，濃度変化が急と思われる流量ピーク付近では 30 分間隔とし，濃度変化が緩やかと思われる流量低減部では適宜 30 分より長くした．平水時の栄養塩濃度は本研究の分析方法において定量限界 (全窒素 0.1 mgN/L，全リン 0.01 mgP/L) 以下であった．

3.2.3　海域の水質環境変化の調査方法

沖縄県では，海域の土砂汚染状況が年数回調査されている．これは沖縄県が独自に考案した底質中懸濁物質含量 (海底の底質の単位体積あたりの懸濁物質量であり，略称は SPSS) を測定することで評価されている (大見謝, 2003)．一方，水質汚濁防止法に基づき公共用水域の水質汚濁状況の常時監視が行われており，本研究の調査地区を含む流域の流出河川である石川川河口部においても海水の全窒素濃度，全リン濃度が年数回測定さ

れている．これらの測定結果を基に，2001 年から 2005 年までの土砂汚染状況と水質の経時変化を比較した．

3.3 結果および考察

3.3.1 浮遊土砂と栄養塩の流出濃度の経時変化

雨量，流量，浮遊土砂濃度および栄養塩濃度の経時変化を降雨イベントごとに図 3.1，図 3.2 および図 3.3 に示した．

図 3.1，図 3.2 および図 3.3 において，浮遊土砂濃度 (SSC) は流量の増減傾向と同様の傾向を示した．これは，畑地における土壌侵食が降雨強度や表面流出水の流量に影響されて変化していることが原因である (翁長, 1986; 日下ら, 1981)．浮遊土砂濃度の変化に応じて，栄養塩の流出濃度も変化した．窒素とリンのそれぞれについて以下に述べる．なお，本章では懸濁態栄養塩について主眼を置くが，溶存態栄養塩濃度にも変化がみられたため，溶存態栄養塩についても併せて述べる

3.3.1.1 窒素濃度の経時変化

図 3.1，図 3.2 および図 3.3 において，懸濁態窒素濃度 (PN) は浮遊土砂濃度に対応した増減傾向を示した．また，これらの懸濁態窒素濃度は平水時より高い濃度であった．降雨終了に伴い懸濁態窒素濃度は浮遊土砂濃度と同様に低下し，懸濁態窒素成分の流出が終息する様子がうかがえた．浮遊土砂濃度の変化が土壌侵食に応じたものであることを考慮すると，畑地の土壌侵食によって土壌中の懸濁態窒素成分が浮遊土砂とともに流出したと考えられる．また，浮遊土砂濃度と同様に，懸濁態窒素濃度の経時変化は土壌侵食

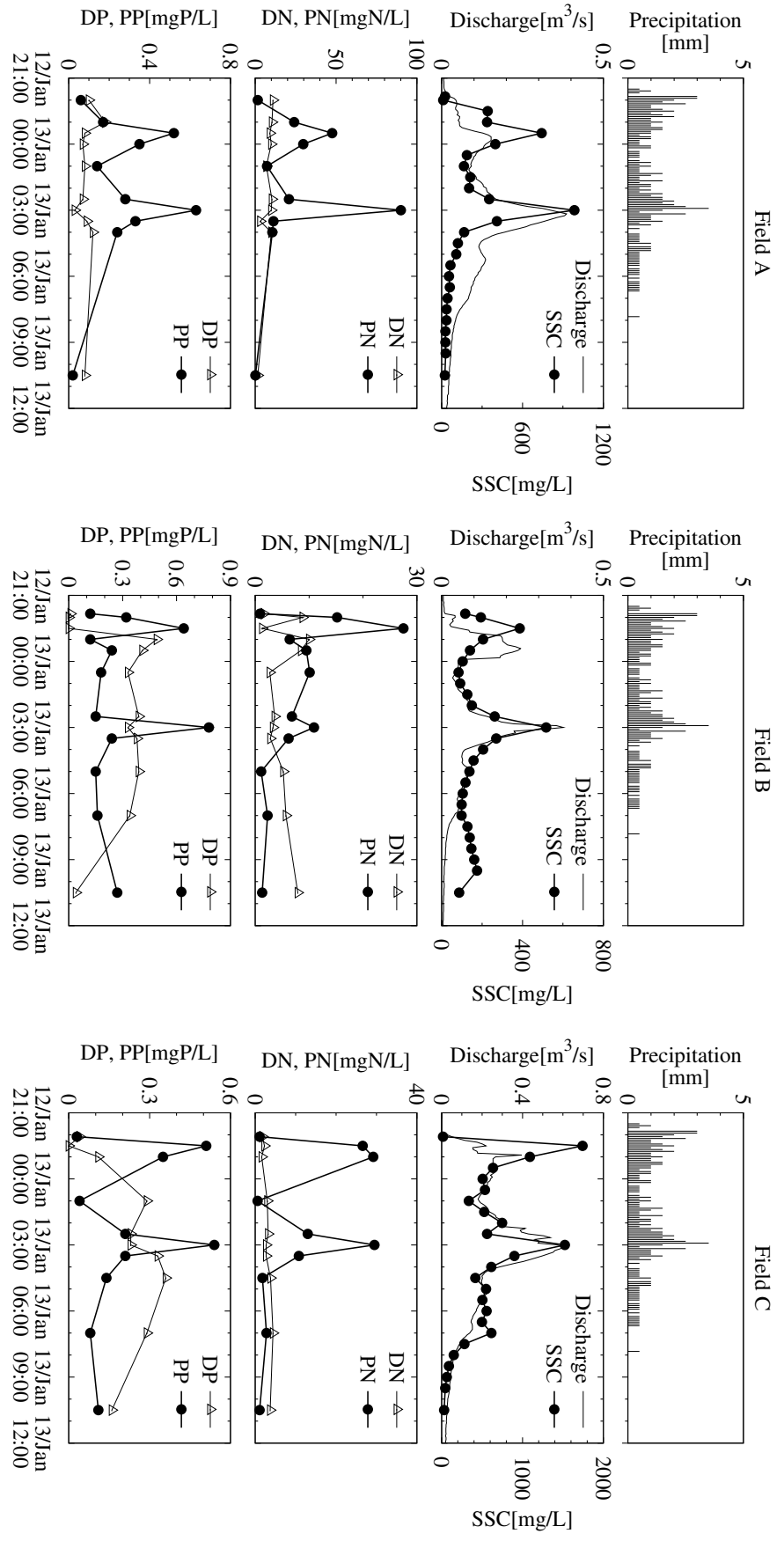


図 3.1　1 月 12 日の雨量，流量，浮遊土砂濃度および栄養塩濃度の経時変化 (左列：集水域 A，中列：集水域 B，右列：集水域 C)

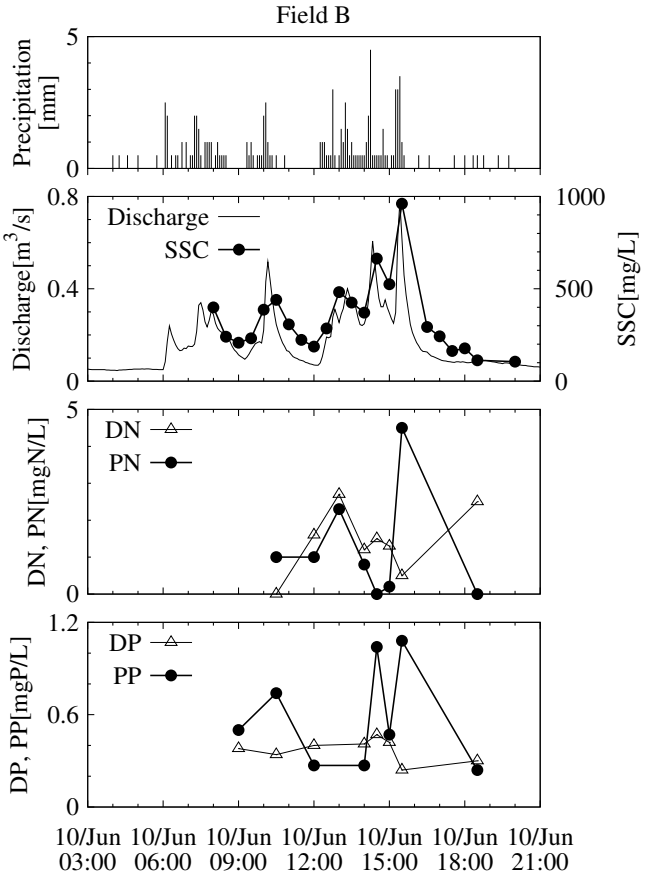


図 3.2　6 月 10 日の雨量，流量，浮遊土砂濃度および栄養塩濃度の経時変化 (集水域 B)

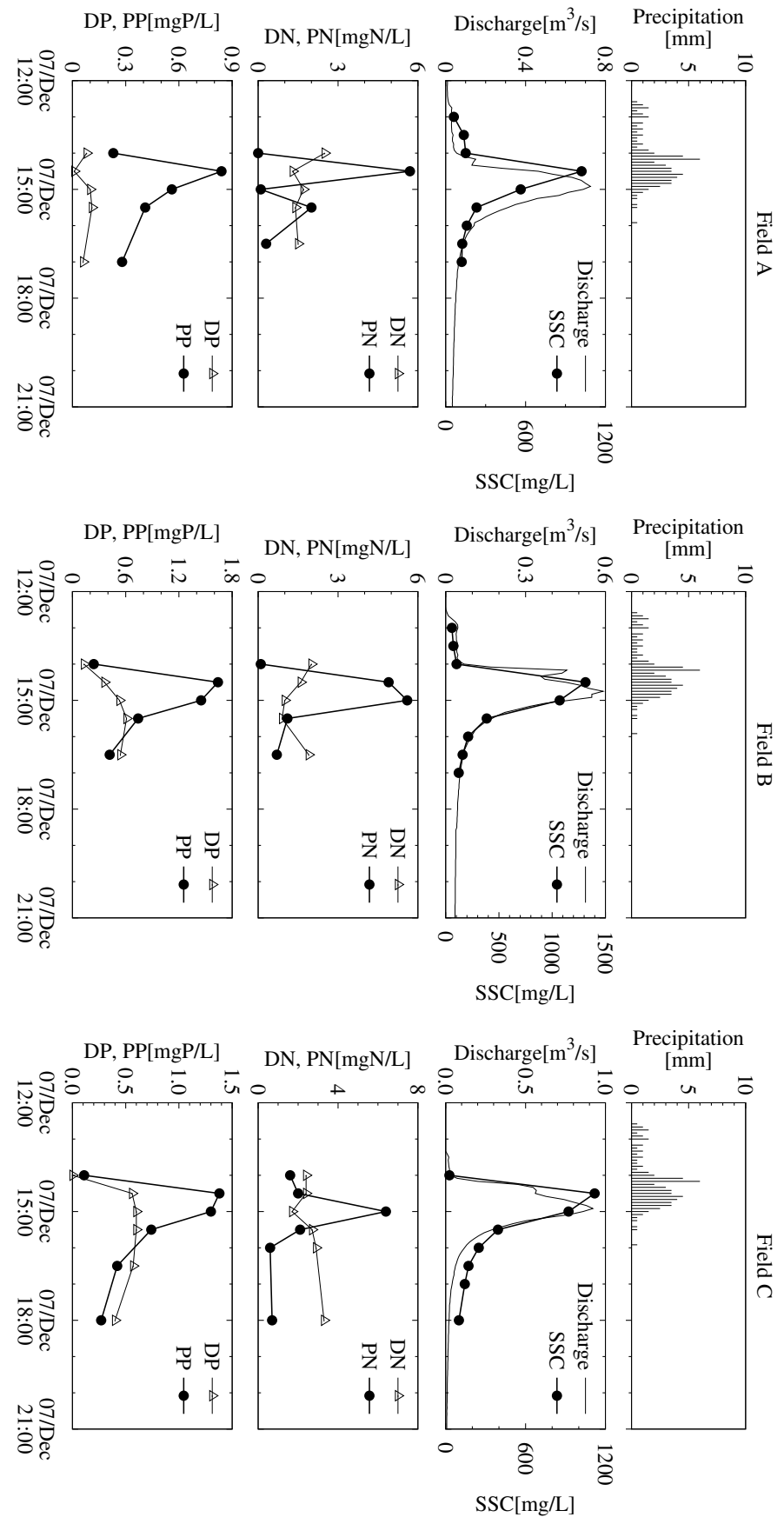


図 3.3　12 月 7 日の雨量，流量，浮遊土砂濃度および栄養塩濃度の経時変化 (左列：集水域 A，中列：集水域 B，右列：集水域 C)

に応じたものであると思われる．

降雨イベント別，集水域別にみて懸濁態窒素濃度と浮遊土砂濃度のピークは同時に出現することが多かった．ピークの出現が一致するのは懸濁態窒素成分の流出が浮遊土砂流出に伴ったものであるためと考えられる．図 3.3 に示した 12 月 7 日の集水域 B と集水域 C の場合は 30 分間隔のデータを用いた中で 30 分のピーク差となっており，ピーク出現の時間的差異を把握するためにはより短い時間間隔での測定が必要であった．

図 3.1 に示した 1 月 12 日の集水域 A において，調査したなかで最も高い懸濁態窒素濃度 (90.1 $\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$) が観測された．集水域 A の観測地点の直上流部には土壌侵食対策の施されていないキク畑があり，降雨イベント終了直後の流域調査でこのキク畑の土壌が侵食されているのが確認された．周辺地域において過剰施肥が指摘されていることを考慮すると (李, 2002)，このキク畑から流出した懸濁態窒素の影響が強かったのではないかと推測される．

溶存態窒素濃度 (DN) は平水時より高く，降雨出水に伴って畑地から流出した成分の影響が考えられた．しかし，濃度の推移は浮遊土砂濃度の増減傾向と類似しなかった．また，流量ピーク時付近では濃度が低くなる傾向を示し，流量増大による希釈の影響が示唆された．福島・河村 (1989) は，直接流出による硝酸態窒素のような電解質栄養塩類の流出濃度が流量増大時に希釈されて一時的に低下することについて考察している．本研究では無機態成分に対する分析を行っていないため正確には判断できないが，流量ピーク時付近における溶存態窒素濃度の低下は無機態窒素成分の濃度変化が影響したと推測する．

懸濁態窒素の場合と異なり，降雨終了に伴う溶存態窒素濃度の低下はみられず，増水時の調査期間中に溶存態窒素成分の流出が終息する様子は認められなかった．溶存態窒素

成分の流出の全体を把握するためには比較的長期の観測を要すといえる．

3.3.1.2　窒素濃度の時期的変化について

栄養塩の流出濃度は，作物管理や施肥といった営農状況に応じて時期的な変化をしていることが推測される．そこで，降雨イベント別，集水域別の窒素濃度の平均値を調査結果から求め，表 3.2 に示した．1 月 12 日では他の 2 回に比較して懸濁態，溶存態ともに高い値を示しており，時期の違いにより窒素成分の流出濃度が変化したことが示唆される．これに対しては種々の影響要因が挙げられるが，本研究の調査地ではキク栽培や野菜栽培における施肥の影響が考えられる．沖縄県では冬季に彼岸用のキクや野菜の栽培が行われることから (沖縄県農林水産部, 2006a,b)，これらに対する施肥によって土壌の窒素成分含量が高まると考えられる．したがって，窒素成分の流出に対するキク栽培や野菜栽培の施肥の影響も考慮すべきと思われる．施肥の影響に関して，福島・河村 (1989) は樹園地帯 (7.42 ha) の排水路末端における観測で施肥後に全窒素，全リンの流出濃度が上昇することを報告した．また三原・上野 (1999) は畑地に設けた USLE 標準試験枠における調査で多施肥区からの窒素成分，リン成分の流出が顕著であることを報告した．これらの報告を考慮すると，本研究の調査地区においてもキクや野菜への施肥状況に応じて栄養塩の流出濃度が時期的に変化をしていると思われる．施肥は栄養塩の流出濃度に対する影響が強いと考えられるため，可能な限り正確に把握する必要があり，本研究では今後の課題である．

表 3.2　窒素濃度の平均値

降雨イベント	懸濁態 [$\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$]			溶存態 [$\mathrm{mgN \cdot L^{-1}}$]		
	集水域 A	集水域 B	集水域 C	集水域 A	集水域 B	集水域 C
1 月 12 日	24.3	8.2	11.7	8.2	5.1	2.9
6 月 10 日	—	1.2	—	—	1.4	—
12 月 7 日	1.6	2.5	2.2	1.7	1.5	2.6

3.3.1.3　リン濃度の推移

図 3.1，図 3.2 および図 3.3 において，懸濁態リン濃度 (PP) は浮遊土砂濃度に対応した増減傾向を示し，両者のピーク出現も同時であった．懸濁態リン濃度は全体的に $2\,\mathrm{mgP \cdot L^{-1}}$ 未満の値を示し平水時より高く，6 月 10 日と 12 月 7 日の濃度は 1 月 12 日より平均的に 2.5 倍程度高かった．また，降雨終了に伴い懸濁態リン成分の流出が終息する様子がうかがえた．これらのことから，畑地の土壌侵食によって土壌中の懸濁態リン成分が浮遊土砂とともに流出したと考えられる．また，浮遊土砂濃度と同様に，懸濁態リン濃度の経時変化は土壌侵食に応じたものであると思われる．さらに，一般的に，リン成分が土粒子に結合して存在していることを考慮すると，観測された懸濁態リン成分は土粒子に結合したものが主体であると思われる．

溶存態リン濃度 (DP) は，多くの場合，降雨出水開始から増加し始め，降雨出水終了に向けて減少する傾向を示した．溶存態リン濃度は全体として，$0.6\,\mathrm{mgP \cdot L^{-1}}$ 未満の値を示し，6 月 10 日と 12 月 7 日の濃度は 1 月 12 日より平均的に 2 倍程度高かった．一般的に，土壌溶液に溶存するリン濃度が低いことを考慮すると，本研究で観測された溶存態リンは高濃度であると思われる．本研究で供試した溶存態試料水ではチンダル現象が確認

され，このことは溶存態試料水に微細粒子成分が含まれていることを示している．また，図 3.4 は集水域 B の 12 月 7 日 14:30 における懸濁試料水の浮遊土砂の粒度分布である．土粒子への栄養成分の付着や吸着は土粒子表面の性質に依存すると考えられるため，粒子個数基準による粒径加積曲線を示した．グラフの縦軸は粒子個数基準による通過百分率である．図 3.4 より，1 μm 以下の粒子が約 60% を占めており，浮遊土砂には溶存態に区分される微細な粒子成分が多数含まれていることがわかる．以上の微細粒子成分に関する性質と土壌へのリン固定に関する性質とから，溶存態リンの流出に対する微細粒子成分の影響が示唆され，観測値が高い値を示した一因と思われる．したがって，土壌侵食に伴う浮遊土砂流出は懸濁態リンのみならず，溶存態リンにも影響を及ぼしていると推測される．

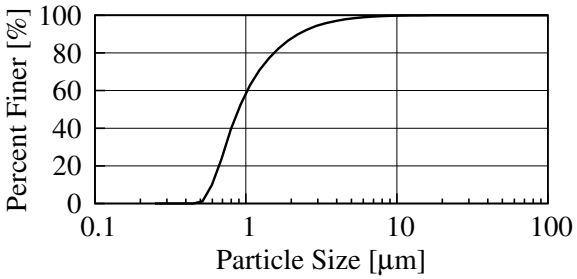


図 3.4　浮遊土砂の粒径加積曲線 (集水域 B，12 月 7 日 14:30 の懸濁試料水，グラフ縦軸は個数基準)

溶存態リン濃度は増加した後減少傾向を示したが，その減少傾向は緩やかな変化であった．近年，土壌中の粗間隙を通じたコロイドなどの微細粒子成分による物質移動が注目されている (石黒, 1994; 末継ら, 2003; 山下・足立, 2004)．その物質移動は表面流出より遅延する中間流出として現れると推察される．このことから，観測結果でみられた溶存態リン濃度の緩やかな減少傾向は，微細粒子成分によるリン成分の輸送が中間流出とし

て現れたためではないかと考えられる．

3.3.2　懸濁態栄養塩の含有率——流出防止対象となりうる栄養塩の量的把握——

前節までの結果から浮遊土砂流出に伴う懸濁態栄養塩流出が示された．そこで，降雨時に流出する栄養塩のうち，どの程度が浮遊土砂流出防止に伴って流出が防止される成分すなわち懸濁態栄養塩として見込めるかを検討した．

図 3.5 に懸濁態とトータルの栄養塩濃度の関係を示した．窒素，リンともに高い相関関係が認められ，図中に示した直線回帰式が得られた．回帰式の傾きはトータルに占める懸濁態の割合を示しているといえる．言い換えると，回帰式の傾きは流出する栄養塩のうち流出防止対象となる懸濁態栄養塩の含有率を示している．調査結果からは窒素で約 8 割，リンで約 7 割が流出防止対象成分となる懸濁態であり，流出した栄養塩全体に占める割合が高い．このことから，降雨時に畑地帯から流出する栄養塩の主な流出形態は懸濁態栄養塩といえる．したがって，水質保全に対しては懸濁態栄養塩の流出防止が第一

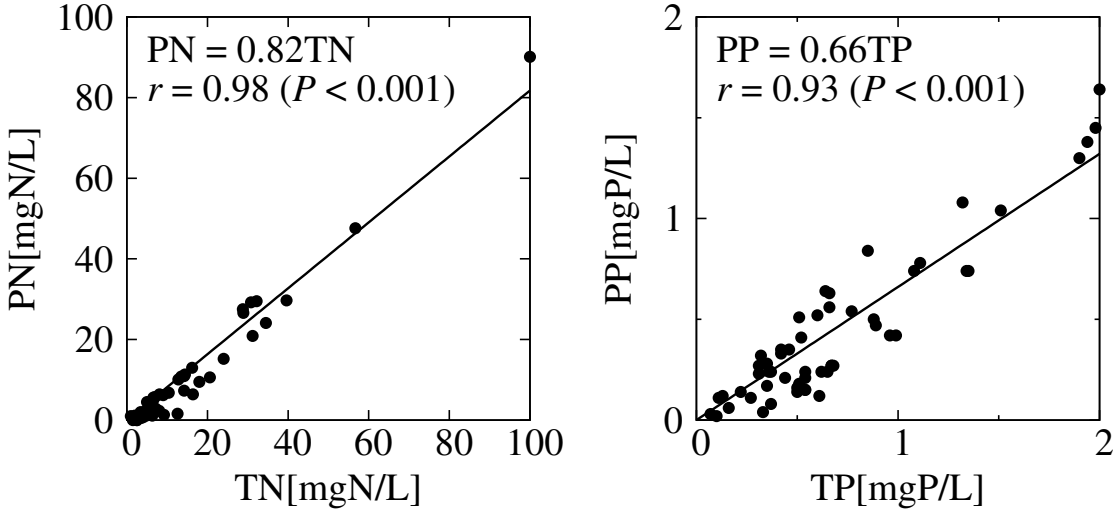


図 3.5　懸濁態とトータルの栄養塩濃度の関係 (左：窒素，右：リン，r：相関係数，P：有意確率)

に重要であるといえる．その上でさらに栄養塩の流出抑制が求められる場合には溶存態栄養塩の流出防止対策を検討する必要がある．

図 3.5 において，回帰式の傾きは窒素よりリンが小さい．これは，リン成分の一部は溶存態にも含まれるためと考えられる．

3.3.3　懸濁態栄養塩と流量，浮遊土砂との関係

浮遊土砂とともに流出する栄養塩の主成分は懸濁態栄養塩であることが示された．このことから，土砂流出防止によって多くの栄養塩の流出を防止でき得ることが示唆される．畑地帯流域で土砂流出に対する各種対策が実施されることを考慮すると，そこでの懸濁態栄養塩の流出防止を検討するうえで懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出とにどのような関係があるのかを把握することは重要である．そこで，懸濁態栄養塩と流量および浮遊土砂との相関関係について考察する．

3.3.3.1　降雨イベント別，集水域別にみた場合

降雨イベント別，集水域別の懸濁態栄養塩濃度と流量，浮遊土砂濃度および浮遊土砂負荷量との相関係数を求めた．さらに懸濁態栄養塩負荷量と流量，浮遊土砂濃度および浮遊土砂負荷量との相関係数も求めた．その結果を表 3.3 に示した．また，無相関検定の結果も併せて示した．表 3.3 の結果の一例として，12 月 7 日の集水域 B における懸濁態栄養塩濃度と流量および浮遊土砂濃度との相関図を図 3.6 に示した．図 3.6 より，懸濁態栄養塩濃度は流量および浮遊土砂濃度と正の相関関係があり，図中に示した相関係数から高い相関関係であることがわかる．

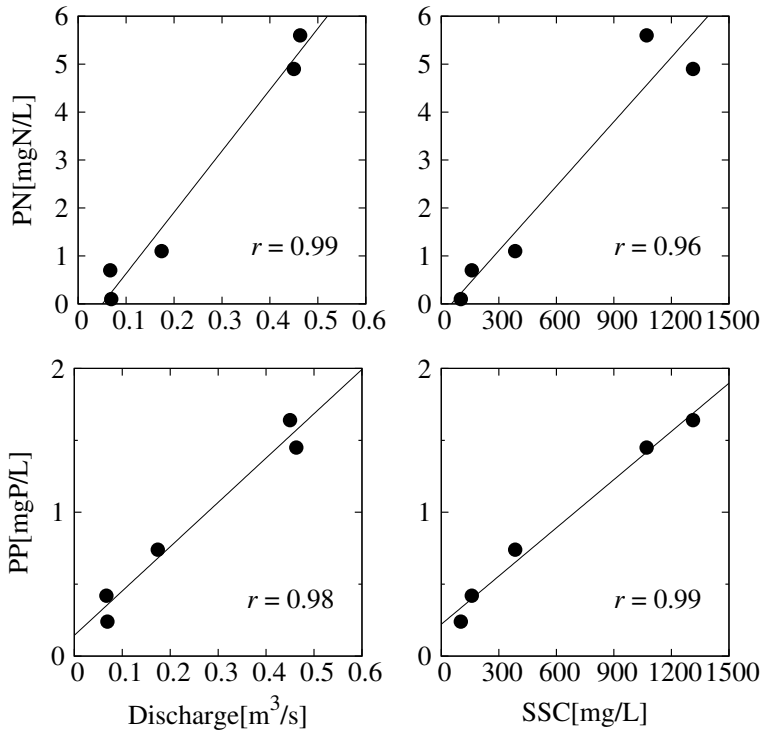


図 3.6　12 月 7 日の集水域 B における懸濁態栄養塩濃度と流量および浮遊土砂濃度との相関図 (r：相関係数)

表 3.3 より，全ての場合で正の相関関係が認められた．懸濁態リンに関してはほぼ全てが高い相関を示した．懸濁態窒素では相関の高いものが過半数を占めるが，相関が認められないものもあった．浮遊土砂と懸濁態栄養塩の「濃度」対「濃度」の相関係数と「負荷量」対「負荷量」の相関係数を比較すると，12 月 7 日の集水域 A を除き後者のほうで相関は高いと考えられた．これは，負荷量には流量の影響が強いためと考えられる．12 月 7 日の集水域 A については，図 3.3 より，15:00 での懸濁態窒素濃度が小さくなっていることが原因と考えられ，その影響は無相関検定の結果が濃度と負荷量のそれぞれの場合について有意でないことにあらわれているといえる．

総括的にみて，個々の降雨イベント，集水域ごとに懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出との高い相関関係が示されたといえる．このことから図 3.1，図 3.2 および図 3.3 のよう

表 3.3　懸濁態栄養塩に関する相関係数一覧

イベント月日	集水域	PNC			PNL			PPC			PPL		
		Q	SSC	SSL	Q	SSC	SSL	Q	SSC	SSL	Q	SSC	SSL
	A	0.57	0.95***	0.88***	0.68*	0.84**	0.96***	0.74*	0.96***	0.85**	0.89***	0.85**	0.98***
1 月 12 日	B	0.10	0.57	0.16	0.91***	0.81***	0.90***	0.46	0.84***	0.70**	0.83***	0.79**	0.98***
	C	0.59	0.89***	0.79**	0.81**	0.77**	0.96***	0.60	0.93***	0.85**	0.83**	0.77**	0.98***
6 月 10 日	B	0.62	0.66	0.73*	0.75*	0.75*	0.86**	0.86**	0.86**	0.83**	0.95***	0.94***	0.97***
	A	0.29	0.81	0.62	0.32	0.86	0.67	0.74	0.98**	0.94*	0.94*	0.90*	0.98**
12 月 7 日	B	0.99**	0.96**	0.97**	0.98**	0.95*	0.97**	0.98**	0.99***	0.97**	0.99***	0.99***	0.99***
	C	0.88*	0.61	0.81*	0.90*	0.65	0.84*	0.93**	0.98***	0.93**	0.99***	0.92**	0.99***

Q：流量，SSC：浮遊土砂濃度，SSL：浮遊土砂負荷量，PNC：懸濁態窒素濃度，PNL：懸濁態窒素負荷量，PPC：懸濁態リン濃度，PPL：懸濁態リン負荷量

有意確率：*** $P < 0.001$，** $P < 0.01$，* $P < 0.05$

に懸濁態栄養塩濃度が浮遊土砂濃度に対応した増減傾向を示すことが理解される．なお，高い相関が認められても有意とはいえないものはデータ数の少なさが原因として考えられ，測定時間間隔を短くするなど降雨イベントごとの測定点数 (データ数) を増やす工夫が必要と思われる．

3.3.3.2 降雨イベント，集水域の区別をせずにみた場合

次に，全ての観測値を用いて懸濁態栄養塩濃度と流量，浮遊土砂濃度との相関図を作成し図 3.7 に示した．図 3.7 より，全観測値を対象とした場合においても正の相関関係が認められた．しかし，図 3.7 ではプロットがばらつき，相関係数も小さくなった．先述の考察より，個々の降雨イベント，集水域ごとでは懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出とは高い相関関係が示されたことから，図 3.7 におけるばらつきや比較的小さい相関係数の結果は，降雨イベントや集水域の性質の違いによって相関関係が異なることを示している．

図 3.7 において，降雨イベントや集水域の区別をせずに全体的な関係をみてみると，相関係数の大小関係から，懸濁態栄養塩濃度と浮遊土砂濃度との関係が流量との関係より強いことがわかる．栄養成分別にみると，懸濁態窒素濃度よりも懸濁態リン濃度の方が流量および浮遊土砂濃度とより強い相関関係を示した．これはリン成分が土粒子と結合して存在していることが主な原因であると考えられる．先述した表 3.3 の結果も踏まえると，懸濁態窒素成分の流出に比較して，懸濁態リン成分の流出は土砂流出とより密接に関わった現象であることが示唆される．

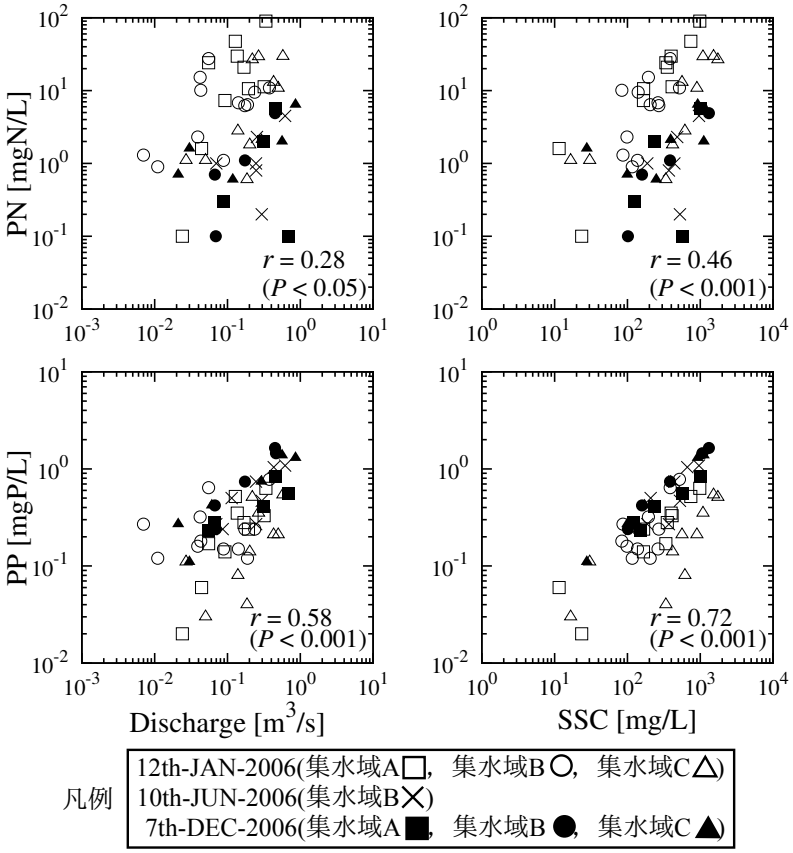


図 3.7　全ての観測値をプロットした場合の懸濁態栄養塩濃度と流量および浮遊土砂濃度との相関関係 (r：相関係数，P：有意確率)

3.3.4 浮遊土砂と栄養塩の流出防止対策について

畑地からの浮遊土砂流出とともに懸濁態栄養塩が流出していることが示された．また，これら懸濁態栄養塩は畑地帯流域における栄養塩の主な流出形態であったことから，まず第一に流出を防止すべき成分であることが示された．そして，第 3.3.3 項で示したとおり，懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出とは高い相関関係にあった．したがって，畑地帯の土砂流出防止対策による浮遊土砂流出の抑制は懸濁態栄養塩の流出防止にとっても重要であり，且つ効果的といえる．

畑地帯を対象とした浮遊土砂流出濃度の予測に関しては多くの研究がある (例えば，大澤ら, 2006)．それらの成果に加えて，流量や浮遊土砂濃度との相関関係に基づき懸濁態栄養塩の流出濃度や流出量を予測することで，畑地帯における浮遊土砂と懸濁態栄養塩の定量的かつ総合的な流出防止対策が期待できる．ただし，第 3.3.3 項で示したとおり，懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出との相関関係には降雨イベントや集水域の性質の違いに起因すると思われる変化が認められた．このことから懸濁態栄養塩流出を精度よく把握するためには，懸濁態栄養塩流出と浮遊土砂流出との相関関係の変化に対応できるモデルの構築が望まれ，そのためのデータ収集が今後も必要である．

懸濁態栄養塩の流出を計画的に防止するためには懸濁成分の粒径組成と，懸濁成分の粒径に応じた栄養塩分布量の把握が不可欠と思われる．その理由は，土砂流出防止対策は浮遊土砂の粒径ごとに対策効果が異なるためである．例えば，砂分は沈砂池でほぼ捕捉できるが，シルト分や粘土分の一部は沈砂池からも流出し海域まで到達する．図 3.4 に示されるように浮遊土砂には微細粒子成分も多く含まれるから，粒径ごとの栄養塩分布

を把握し，それに応じた対策を適用することが肝要である．

一般的にみて溶存態栄養塩は従来の土木的な土砂流出防止対策によって流出を防止することは困難と考えられる．ただ，流出した溶存態リンの一部には微細粒子成分の影響が示唆されるため，これに対しては畑地における徹底した発生源対策による浮遊土砂の生産抑制や表面流出抑制が重要と思われる．表面流出抑制対策に関しては石川ら (2007) による最近の研究があり，懸濁態とともに溶存態栄養塩の流出抑制に対する効果も期待される．

3.3.5　河川流下に伴う栄養塩濃度の変化

ここでは河川流下に伴う栄養塩濃度の変化を，既往の研究と本研究で得られた栄養塩濃度と浮遊土砂濃度の相関関係を用いて比較検討する．表 3.4 は浮遊土砂濃度が $1000\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ 以下における栄養塩濃度 (ここではトータル) レンジの比較である．沖縄県の畑地における流出源での浮遊土砂流出と栄養塩流出との関係に関する知見が得られていないため，参考程度ではあるが長野県における三原・上野 (1999) の研究を流出源に関するものとして引用した．また，降雨時の河口部に関しては比嘉ら (2001) を引用したが，生活廃水等の影響を控除していない．なお，既往の研究結果の値は文献の図から目測して得た．

表 3.4 より，流出源と沈砂池集水域の場合，栄養塩濃度のレンジはほぼ同じである．これは両者の相対的な位置が近いことや，出水の性質が畑地を主な土地利用とする区域からの主に表面流出成分であるためと考えられる．一方，河口部では栄養塩濃度のレンジは前二者より狭く，低濃度である．流出源あるいは沈砂池集水域と河口部との比較より，

表 3.4　栄養塩濃度レンジの比較 (SSC ≤ 1000mg/L)

観測点の位置	全窒素 [mgN/L]	全リン [mgP/L]
流出源 (USLE 標準試験枠)*	2–100	0.05–5
沈砂池集水域 (河川流入直前)**	1–100	0.07–2
河口部 (降雨時，沖縄島北部 82 河川)***	0.2–5	0.02–1

*：三原・上野 (1999)，**：本研究，***：比嘉ら (2001)

畑地帯から流出した栄養塩は河川流下過程において濃度が低くなり，海域へ到達していると推察される．したがって，畑地帯からの栄養塩流出を畑地帯に特徴あるものとして把握するためには，本研究のような沈砂池集水域を対象にしたほうがよいと思われる．河川流域を対象とするならば，濃度と流量を同時に計測することによって負荷量も得るのがよいと考えられる．ここでは，負荷量でみた場合については既往の研究においてデータが得られていないため今後の課題である．

表 3.4 より，沈砂池集水域と河口部の区間における濃度の低下率は全窒素より全リンの方が小さいと思われた．これは，第 3.3.1 項で述べたように，微細粒子によるリン成分の輸送が関与しているためと思われる．従って，畑地帯から流出し水流に浮遊したリン成分に対する流出防止対策が比較的困難であることが推察され，このことからも，懸濁質の粒径ごとの栄養塩分布を把握することが流出防止対策上重要であるといえる．

3.3.6　沿岸海域の水質環境変化に対する考察

前節までで畑地帯流域からの浮遊土砂流出に伴う栄養塩流出の状況が明らかとなった．ここでは，浮遊土砂流出による海域の水質環境変化に対する考察を行う．図 3.8 は金武湾

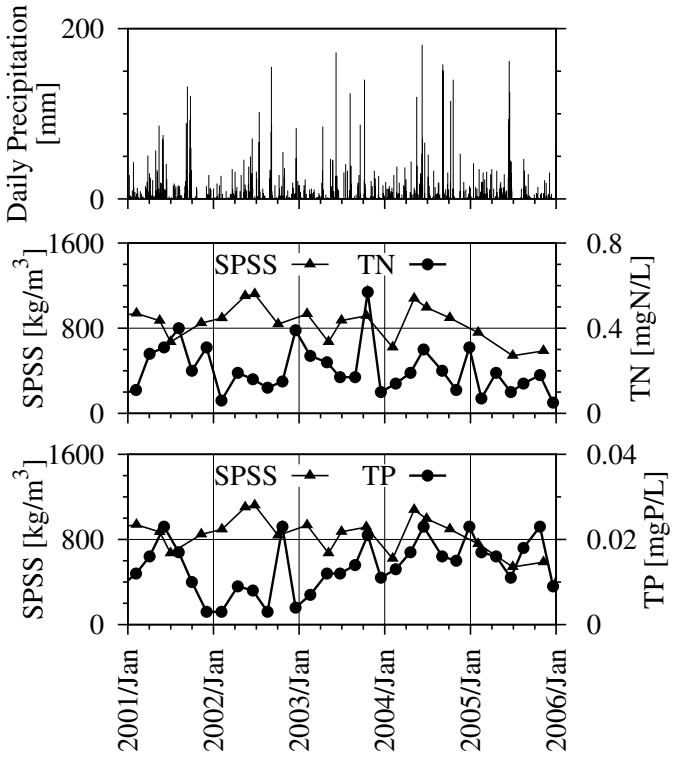


図 3.8　金武湾石川川河口部における土砂汚染状況 (SPSS) と水質の推移 (SPSS 定点：石川川河口域 No.1，水質定点：金武湾石川ビーチ沖，沖縄県環境保全課「赤土等汚染海域定点観測調査報告書」及び「水質調査結果 (公共用水域及び地下水)」よりデータを引用し作成)

奥部に位置する石川川河口部の 2001 年から 2005 年までの土砂汚染状況 (SPSS) と水質 (全窒素濃度 TN，全リン濃度 TP) の推移である．図の上段に日雨量を示した．なお，石川川流域には本研究の調査地域を含む畑地帯が広がっており，恒常的に浮遊土砂流出が発生している．SPSS と水質の各プロットを 2001 年の左端点から数え上げた点数で指し示す．

図 3.8 より，2001 年から 2004 年までは梅雨時期に SPSS が高い (2，6，7，11，14，15 点目)．2001 年，2002 年および 2004 年の梅雨時期には TN (3，4，9，21 点目) と TP (3，9，21 点目) がともに比較的高い．2003 年 10 月 7 日は日雨量が 140 mm と大きく，そ

の直後に SPSS (12 点目) が高い値を示し，さらに TN (17 点目)，TP (17 点目) が増加している．また 2001 年の TN (6 点目)，2002 年と 2004 年の TN (11，12，24 点目) と TP (12，24 点目) が増加している．これらについては SPSS が測定されていない時期もあるが，9 月や 10 月の大雨時に流出した浮遊土砂の影響と思われる．2005 年の梅雨は記録的大雨 (6 月の総雨量 787 mm) であった．SPSS の増減傾向は観測値が少ないためよく分からないが，相当の浮遊土砂が流出したと思われる．その梅雨時期以降に TN と TP (いずれも 27，28，29 点目) が数ヶ月にわたり連続的に増加している．2005 年は梅雨時期以降が例年より少雨であることから，梅雨時期に流出した浮遊土砂の影響が継続したと考えられる．この他，2003 年を除く 4 月の TN (2，8，20，26 点目) と 2005 年を除く 4 月の TP (2，8，14，20 点目) が増加しており，SPSS は測定されていないが，春先のサトウキビ植え付け時期に増大する浮遊土砂流出の影響が一因として考えられる．以上より，浮遊土砂が海底へ堆積し，堆積土砂からの窒素成分やリン成分の溶出によって海域の全窒素濃度，全リン濃度が上昇していることが示唆される．特に，全リン濃度の上昇については以下のように考察される．岡田ら (2005) は赤土 (国頭マージ) に汚染された沿岸海域において全溶存鉄濃度が高いことを報告しており，赤土に含まれる酸化鉄の影響を指摘している．このことから，陸域の酸化条件下では土壌中の酸化鉄と結合していたリン成分が，海底の還元条件下で鉄が溶存化するのに伴って酸化鉄から遊離し，海域の全リン濃度上昇に寄与すると考えられる．

海域の全窒素濃度と全リン濃度の環境基準値は利用目的に応じて 4 水準に区分されており，自然環境保全を目的とする水準では全窒素濃度が 0.2 mg/L 以下，全リン濃度が 0.02 mg/L 以下となっている．これらは年間平均値のため単純な比較はできないが，

図 3.8 より，浮遊土砂流出によって SPSS が増加すると，一時的に全窒素濃度と全リン濃度が基準値より大きくなっていることから，水質環境の変化による生態への影響が示唆される．従って，海域の水質環境保全を計画するならば，畑地帯流域における浮遊土砂と栄養塩の流出防止対策が必要である．

3.4　第 3 章のまとめ

沖縄県の畑地帯に整備される各種の土砂流出防止対策は，本来，栄養塩流出防止を考慮したものではないが，土壌侵食に伴った懸濁態栄養塩の流出防止に役立っていることが考えられる．そこで，沖縄県の畑地帯における懸濁態栄養塩の流出状況と，浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出の関係を把握するため，沈砂池集水域において現地調査を行った．

その結果，降雨時は，平水時よりも高い栄養塩濃度が観測された．また，懸濁態栄養塩濃度の経時変化は浮遊土砂濃度と同様の増減傾向を示したことから，畑地の土壌侵食による浮遊土砂流出にともない懸濁態栄養塩が流出していると考えられた．沈砂池集水域からの栄養塩濃度は河川流域よりも高く，畑地帯から流出した栄養塩は河川流下過程で濃度が低下し，海域へ到達していると考えられた．浮遊土砂と栄養塩の流出は海域栄養塩濃度の上昇に寄与しており，海域の水質環境保全を検討するならば畑地帯における浮遊土砂と栄養塩の流出防止対策が必要である．

懸濁態とトータルの栄養塩濃度の関係より，畑地から流出する栄養塩のうち，窒素成分では約 8 割，リン成分では約 7 割が懸濁態であることがわかった．このことから，懸濁態栄養塩は畑地帯における栄養塩の主な流出形態であり，水質保全において第一に流出を防止すべき成分といえる．また，浮遊土砂と懸濁態栄養塩とは高い相関関係にあり，

とくに，負荷量で評価した場合の相関が高かった．以上のことから，畑地帯の土砂流出防止対策による浮遊土砂の流出防止は懸濁態栄養塩の流出防止にとっても重要であるといえる．懸濁態栄養塩の流出防止に加えてさらに栄養塩の流出抑制が求められる場合には溶存態栄養塩の流出防止対策を検討する必要がある．調査結果によると，浮遊土砂濃度の増減に応じて溶存態栄養塩濃度にも変化があらわれた．このことから，溶存態栄養塩流出に対する浮遊土砂流出の影響が示唆されたが，無機態栄養塩を測定していないため正確な評価には至っていない．ただ，本研究で供試した溶存態試料水には多数の微細粒子成分が含まれていることが確認されたため，土壌とリン固定との関係からして，溶存態リンの流出については浮遊土砂に含まれる微細粒子成分の影響を考慮すべきと思われる．

以下に示す課題が残されている．

- 降雨イベントの発生時期や集水域の違いによって浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出との相関関係が異なった．この相関関係の相違は，土壌中の栄養塩の状態や量が時期や場所 (一筆ほ場ごと) により異なることが原因であると推測される．それには営農 (とくに施肥) が深く関与していると思われることから，栄養塩流出と営農状況との関連性を検討することが必要である．
- 浮遊土砂には溶存態に区分される微細粒子が多数含まれていたことから，溶存態栄養塩の流出に浮遊土砂流出が関与していることが推測される．溶存態栄養塩の流出に対する浮遊土砂流出の影響を確かめるため，無機態成分 (NO_3-N，NO_2-N，NH_4-N，PO_4-P) の測定が必要である．
- 土砂流出防止対策は浮遊土砂の粒径ごとに対策効果が異なる．したがって，懸濁

態栄養塩の流出を計画的に防止するためには懸濁成分の粒径に応じた栄養塩分布量の把握が不可欠と思われる．その解析には現地調査による方法より室内実験による方法が有効と考えられる．

第 4 章

沈砂池の対策効果

4.1　はじめに

土砂流出防止システムにおいて，沈砂池は順番的に最後のプロセス (対策) である．土砂流出防止システムの効果を把握するためには，システムを構成する個々のプロセスの対策効果を評価することが必要であり，とくに沈砂池は土砂流出防止システムの効果を最終的に決定するものであるため，その対策効果を明らかにすることの重要性が高い．第 3 章で述べたとおり，土砂流出に伴い懸濁態栄養塩が流出していることから，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出動態に影響を及ぼすものと考えられる．すなわち，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出防止にも寄与すると考えられる．

本章では，図 2.2 に示した沈砂池集水域の末端に整備された実際の沈砂池を調査し，沈砂池の対策効果とその簡易的評価法について検討する．また，第 3 章で考察した土砂流出防止対策による懸濁態栄養塩の流出防止について実証的に検討するため，沈砂池における懸濁態栄養塩流出に関する一例を示す．

4.2　方法

沈砂池における浮遊土砂流出現象を解析するための主な方法として，現地調査，水理模型実験および数値実験が挙げられる．各々の主な長所短所として，現地調査は実際の現象を捉えている反面，出水時の沈砂池内の水理計測が困難なことからボックスモデル的な評価にとどまり，沈砂池内の詳細な解析ができない．水理模型実験や数値実験は沈砂池内の流動場が解析できるが，流動場における土粒子の沈降特性の評価が課題となる．そのため，各々の長所を生かしてこれらの方法を併用した解析が望まれる．その中で，現地調査による実際の現象の把握は，水理模型実験や数値実験を設計するにあたり基礎的知見を与える．

本研究では，現地調査によって沈砂池における実際の浮遊土砂流出を把握し，沈砂池の対策効果を評価する．具体的には，沈砂池の流入口と流出口における流量，浮遊土砂濃度および浮遊土砂の粒度分布をそれぞれ比較し，沈砂池通過にともなうそれらの変化を明らかにする．また，沈砂池における浮遊土砂の流入負荷量と流出負荷量を比較することで土砂収支を求め，浮遊土砂の捕捉率を算出する．浮遊土砂の捕捉率は沈砂池の対策効果を具体的に示す重要な指標といえる．その浮遊土砂捕捉率を降雨出水量と沈砂池容量とを用いて簡便に得るため，浮遊土砂捕捉率と出水時回転率との関係を明らかにする．さらに，第 2 章で得た 6 種の代表的な粒度分布を用いて沈降速度分布 (付録 A 参照) を求め，設計理論上の浮遊土砂の捕捉率を概算する．沈砂池における懸濁態栄養塩流出については，流出濃度の経時変化，捕捉率とその要因について検討する．

以下，現地調査方法と調査沈砂池について述べる．

4.2.1 現地調査方法

現地調査方法については，沈砂池の流出口を調査地点として加えた以外は，調査の方法や内容は第 2 章で述べたとおりである．ただ，降雨終了後しばらくの期間，わずかな流量だが沈砂池から懸濁水の流出が継続する．そこで，流出口では降雨終了後も 1 日から数日間隔で採水を継続し，平水時に観測される浮遊土砂濃度となった時点で採水を終了する．

なお，採水した懸濁試料水の浮遊土砂濃度と粒度分布の分析方法は第 2 章で，また，栄養塩濃度の分析方法は第 3 章でそれぞれ述べたとおりである．

4.2.2 沈砂池

沈砂池集水域の末端には図 4.1 に示される越流型沈砂池が設置されている．沈砂池は，水平流理想沈殿池を仮定して，調査地域の設計基準降雨強度 $134\,\mathrm{mm\cdot hr^{-1}}$ のもとで 0.2 mm 以上の砂分を捕捉するように設計されている (沖縄県農林水産部, 1995, pp.32–65)．取得用地の関係上，沈砂池の平面形状は矩形ではない．調査した沈砂池はコンクリート張りで，基本構造として流入口，流出口，仕切堰堤，透水堰堤および管理道路が設けられている．これら基本構造の概要と沈砂池の運用概況を以下に述べる．

4.2.2.1 沈砂池の基本構造の概要

3 つの集水域 (A，B および C) に対応して，3 箇所の流入口が設けられている．これらの流入口は各集水域の排水路末端となっている．各集水域からの平水時の基底流出や降雨時の表面流出はこれらの流入口から沈砂池へ流入する．流入口は沈砂池満水位より高

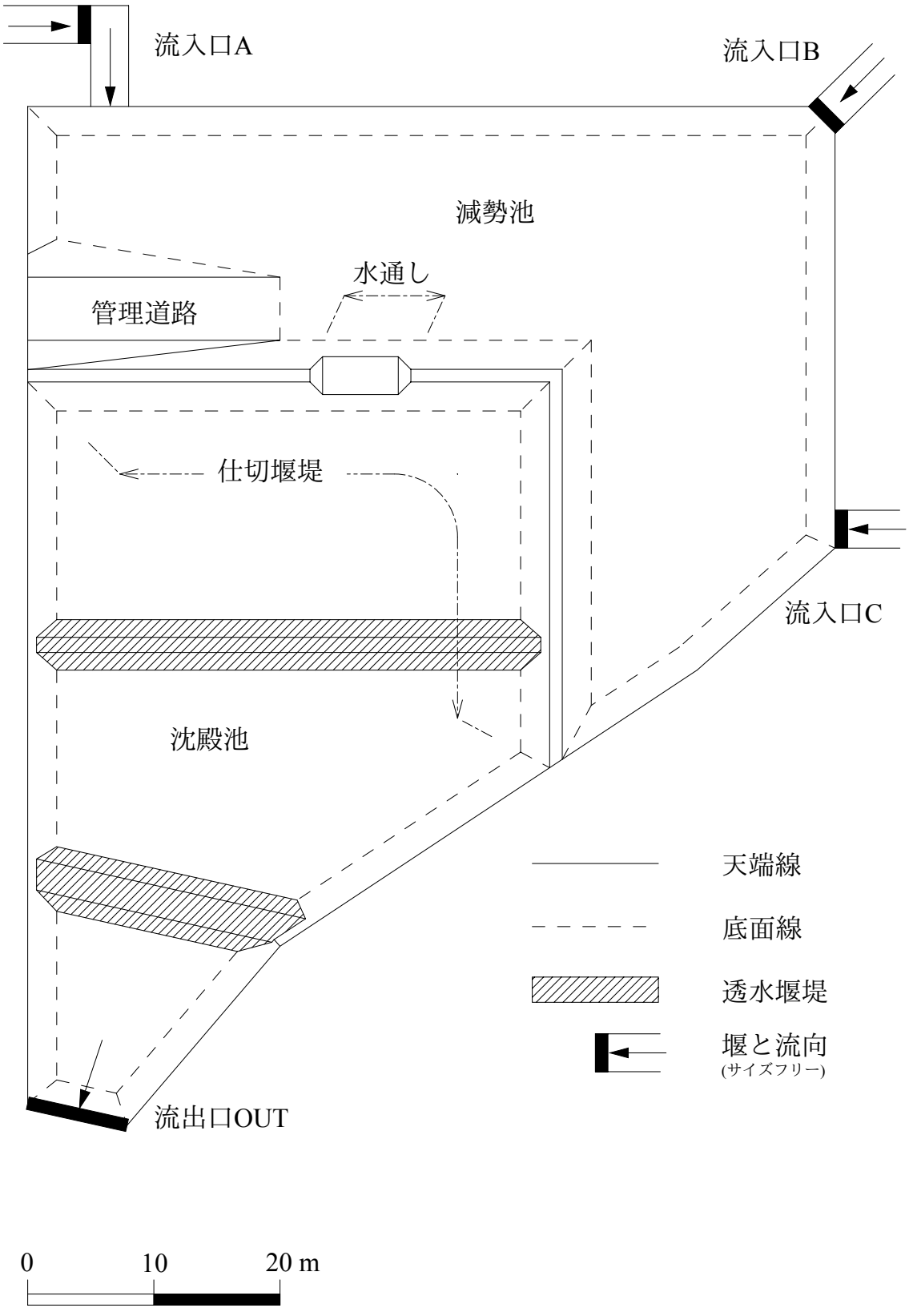

流入口A
流入口B
減勢池
水通し
管理道路
仕切堰堤
流入口C
沈殿池
天端線
底面線
透水堰堤
堰と流向
(サイズフリー)
流出口OUT
0
10
20 m

図 4.1　沈砂池

く位置し，流れの流入様式は自由落下である．

沈砂池にはひとつの流出口が設けられている (図 4.2)．流出口は台形断面の広頂堰タイプである．流出口である広頂堰の標高は沈砂池の辺縁部で最も低いため，沈砂池容量を越える余剰水は流出口を越流して沈砂池集水域外へ流出する．本研究では，広頂堰の中央部にさらに全幅堰を設置して流量を観測している．設置した全幅堰の高さは 0.3 m だが，それでも堰頂の標高は沈砂池の辺縁部で最も低いため，余剰水は全幅堰を越流する．全幅堰頂から沈砂池底部までの水深は 2.3 m である．



図 4.2　沈砂池の流出口

沈砂池には一列の仕切堰堤が設けられている．仕切堰堤によって沈砂池は 2 つのエリアに分割されており，上流側を「減勢池」，下流側を「沈殿池」としている．減勢池の主目的は流入水の勢いや乱れを拡散し，流れを一様化することである．沈殿池では流れが

比較的緩やかであると推測され，土砂の沈積が比較的促進されるような場であると考えられる．仕切堰堤の天端標高は流出口の全幅堰頂標高と一致している．

沈殿池には 2 列の透水堰堤が設置されている．透水堰堤は，約 150 mm の栗石が密に詰められたフトンかご (2.0 m × 1.2 m × 0.4 m) を積み重ねたものである．透水堰堤の間隙は少ない．透水堰堤は，内部へ流れを通過させることによる整流効果やろ過効果を狙った水制と考えられる．しかし，図 4.3 のようにフトンかごは常時水没しているため，貯水の流動時には図 4.3 に示したような流線群が推測される．この流線群からすれば，透水堰堤は沈砂池の効果を低下させる要因になっていると考えられる．

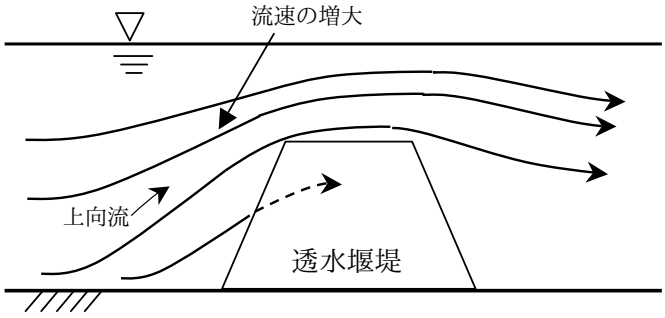


図 4.3　透水堰堤横断面と推測される流線群

4.2.2.2　平水時および少雨量時の沈砂池の状況

沈砂池集水域にはわずかな基底流出があるため，沈砂池は常時満水状態 (貯水量約 9200 m^3) である．そのため，沈砂池は農業用水源としても利用されている．平水時，沈砂池の満水位は流出口の全幅堰頂標高および仕切堰堤天端標高とおよそ一致している (基底流出による越流水深は無視しうる)．そのため，降雨時の表面流出が沈砂池へ流入すると，水位上昇によって流出口からの越流がただちに起こる．

調査期間中，少雨量であった降雨イベントの際に，沈砂池に流入した懸濁水が減勢池に抑留される状況が確認された (図 4.4)．このような場合，いわゆる押出し流れとなり，貯留されていた濁りのない水――浮遊土砂流出の影響を受けていないという意味で――が流出口から越流する．大雨時でも，流出の初期には不完全ではあるが押出し流れとなるため，濁りのない水が流出口から越流する．仕切堰堤がなかった場合にどうなるか，ということについては推測の域をでないが，懸濁水と貯水との混合が沈砂池全体にわたって早く進むと考えられる．その結果，押出し流れは流出のごく初期に限られることとなり，沈砂池から流出する浮遊土砂の量も増すと思われる．調査沈砂池の場合，仕切堰堤を越える流れが生じ，したがって仕切堰堤も流線を変形させる要因ではあるが，その設置目的から派生した機能を発揮しており，沈砂池の重要な構造であるといえる．



(a) 2004 年 12 月 3 日から 4 日にかけて生起した降雨イベント後の様子．総雨量は 19.5 mm であった．



(b) 2005 年 3 月 28 日に生起した降雨イベント後の様子．総雨量は 26.0 mm であった．

説明　両図とも中央部の逆「く」の字にみえるのが仕切堰堤の天端である．仕切堰堤より右側が減勢池，左側が沈殿池である．減勢池の貯水は沈殿池より濁っており，懸濁水が減勢池に抑留されていることが確認できる．

図 4.4　少雨量時，減勢池での懸濁水の抑留状況

4.3　結果および考察

2004 年 5 月から 2006 年 12 月までの調査期間中に実施した調査のうち，表 4.1 に示す 9 個の降雨イベントでの調査結果について述べる．本章では，降雨イベントが生起した年月日によってこれらの降雨イベントを区別する．表 4.1 には，採水開始と採水終了による浮遊土砂の沈砂池への流入継続期間と沈砂池からの流出継続期間も示している．なお，

表 4.1　解析対象降雨イベント

降雨イベント	継続期間種別	採水開始日時	採水終了日時
2004 年 10 月 19 日	流入	2004/10/19-5:20	2004/10/20-13:00
	流出	2004/10/19-6:00	2004/10/23-18:00
2005 年 3 月 10 日	流入	2005/3/10-20:45	2005/3/12-13:20
	流出	2005/3/11-00:00	2005/3/15-18:00
2006 年 1 月 12 日	流入	2006/1/12-21:50	2006/1/14-16:30
	流出	2006/1/13-00:00	2006/1/17-12:00
2006 年 5 月 23 日	流入	2006/5/23-12:30	2006/5/24-19:00
	流出	2006/5/23-18:00	2006/5/25-12:30
2006 年 6 月 2 日	流入	2006/6/2-10:45	2006/6/2-21:00
	流出	2006/6/2-14:00	2006/6/3-15:30
2006 年 9 月 16 日	流入	2006/9/16-14:20	2006/9/17-6:30
	流出	2006/9/16-16:00	2006/9/23-00:00
2004 年 6 月 20 日 *	流入	2004/6/20-11:55	2004/6/21-1:00
	流出	2004/6/20-13:30	2004/6/21-1:00
2005 年 2 月 7 日 *	流入	2005/2/7-18:15	2005/2/8-6:00
	流出	2005/2/7-19:00	2005/2/8-6:00
2006 年 10 月 3 日 *	流入	2006/10/3-13:15	2006/10/3-19:30
	流出	2006/10/3-14:40	2006/10/4-18:00

* 流量あるいは浮遊土砂濃度を一部欠測したため，参考イベントとする．

9 個の降雨イベントのうち 3 つの降雨イベントでは，流入流量あるいは流入と流出の浮遊土砂濃度を一部欠測したため参考イベントとして取り扱う．

4.3.1 降雨特性

雨量計測の結果から得られた降雨特性を表 4.2 に示した．降雨継続時間は浮遊土砂流出に主に関わったと考えられる期間とし，総雨量および最大 1 時間雨量はその期間内のものである．最大 1 時間雨量より得られる 1 時間降雨強度は沈砂池の設計基準降雨強度 ($134\,\mathrm{mm \cdot h^{-1}}$) より小さい．過去 30 年の地域の降雨データより，日雨量 100 mm は年に数回発生する降雨である．したがって，本章において解析対象とする 9 個の降雨イベントは年間をとおして通常起こりうるものといえる．

表 4.2 降雨特性

降雨イベント	総雨量 [mm]	最大 1 時間雨量 [mm]	降雨継続時間 [h]
2004 年 10 月 19 日	93.0	15.0	15.0
2005 年 3 月 10 日	40.5	13.0	11.5
2006 年 1 月 12 日	100.5	23.0	9.0
2006 年 5 月 23 日	38.5	13.5	12.1
2006 年 6 月 2 日 *	21.0	15.0	4.4
2006 年 9 月 16 日	33.0	18.0	4.5
2004 年 6 月 20 日 **	31.5	22.5	2.0
2005 年 2 月 7 日 **	24.5	17.0	4.6
2006 年 10 月 3 日 **	35.5	24.5	5.0

* 雨量欠測のため付近のアメダス観測値を示した．
** 参考イベントである．

4.3.2　流量と浮遊土砂濃度の経時変化

浮遊土砂流入継続期間中の雨量，流量，浮遊土砂濃度 (SSC) の経時変化を図 4.5，...，図 4.13 に示した．各図中，2 段目の流入流量は 3 箇所の合計をひとつの曲線で示している．

図 4.5 より，流入流量と流出流量の経時変化は類似した．ただし，流出流量のピーク値は流入流量より小さく，発生時刻もわずかに遅れた．また，降雨中の流出浮遊土砂濃度は流入浮遊土砂濃度よりも小さい値を示した．したがって，降雨中については，集水域からの懸濁流出水の浮遊土砂濃度は沈砂池を通過することで低下したといえる．その原因には，沈砂池での浮遊土砂の捕捉と沈砂池の元々の貯水による希釈が考えられる．その他の降雨イベント (図 4.6，...，図 4.13) についても同様である．

降雨終了後，流入浮遊土砂濃度は減少傾向を示し，概ね 1 日後には $10\,\mathrm{mg \cdot L^{-1}}$ 程度まで減少した．集水域からの浮遊土砂流出は降雨終了後 1 日程度で終息するものと考えられた．一方，流出浮遊土砂濃度は緩やかな減少傾向で変化した．流出浮遊土砂濃度が平水時に観測される程度に低下するまで数日から一週間程度の時間を要すと考えられ，沈砂池貯水の懸濁状態がしばらく継続することがわかる．これは，降雨後の沈砂池の懸濁貯水中に含まれる微細土粒子の沈積に時間を要すためと思われる．微細土粒子の沈積に時間を要す理由のひとつに，微細土粒子の沈降速度が小さいことが挙げられる．この他，粒径が小さいことに起因した沈降阻害要因の関与が挙げられる．吉永・翁長 (1986) は，降雨後の沈砂池貯水の懸濁長期化は化学肥料の影響であることを明らかにした．吉永ら (2004) は，化学肥料中のリン成分には土壌の凝集沈降抑制作用があることを明らかにし，

化学肥料成分が微細土粒子の沈降を阻害することによる沈砂池の対策効果の低下を示唆した．これらの研究を踏まえると，畑地から浮遊土砂とともに流出した懸濁態リンと溶存態リン (第 3 章参照) は，沈砂池において微細土粒子の沈降を阻害し，沈砂池の懸濁長期化に関与することが推測される．一般に，施肥によって投与されたリン成分は土壌に固定されるため，作物による利用効率が低い (高井・三好, 1977)．その結果，施肥量は過剰になりがちである．したがって，畑地から流出したリン成分が微細土粒子の沈降阻害要因であるならば，沈砂池貯水の懸濁長期化を抑制して微細土粒子の環境中への流出を減少させるため，営農における施肥管理まで考慮した対策が必要になるものと思われる．

流入浮遊土砂濃度と流入流量の経時変化は類似した．しかし，流出浮遊土砂濃度と流出流量の経時変化は類似せず，流出浮遊土砂濃度は流出流量より遅延した変化を示した．流入流量と流出流量はほぼ類似した経時変化であったことから，流入流量，流出流量および流入浮遊土砂濃度の 3 者はおよそ同じ経時変化を示し，流出浮遊土砂濃度はその 3 者より遅延した経時変化を示す．流出浮遊土砂濃度が遅延した経時変化を示す定性的な原因は，水理学的に，流れの平均流速が洪水波の伝播速度より遅いことにある[*1]．つまり，移流による浮遊土砂の移動が貯水位の変化より遅いため，流出浮遊土砂濃度は流量より遅延した経時変化を示す．

[*1] Kleitz-Seddon の法則 (例えば， 日野, 1983)

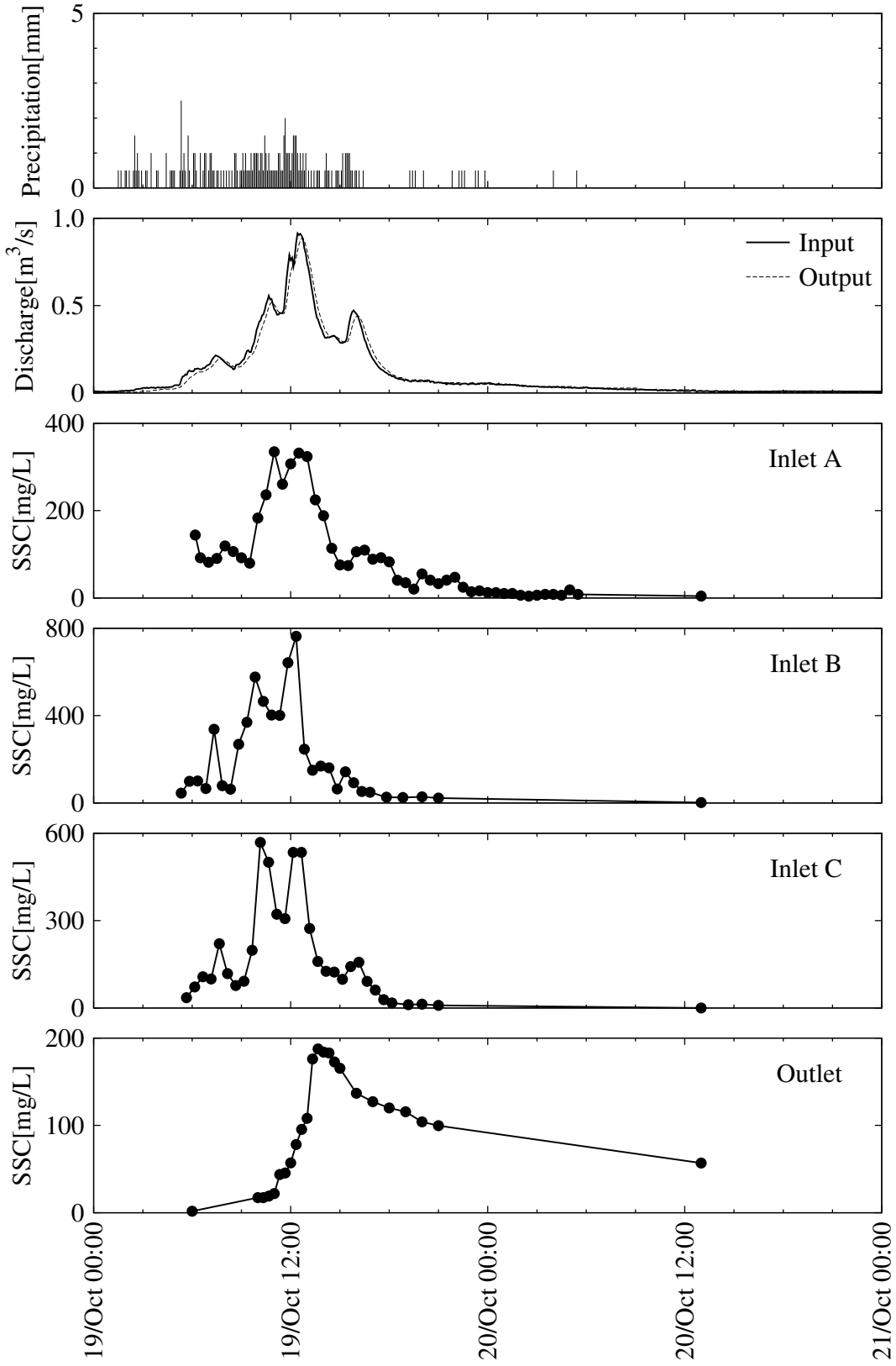


図 4.5　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2004 年 10 月 19 日)

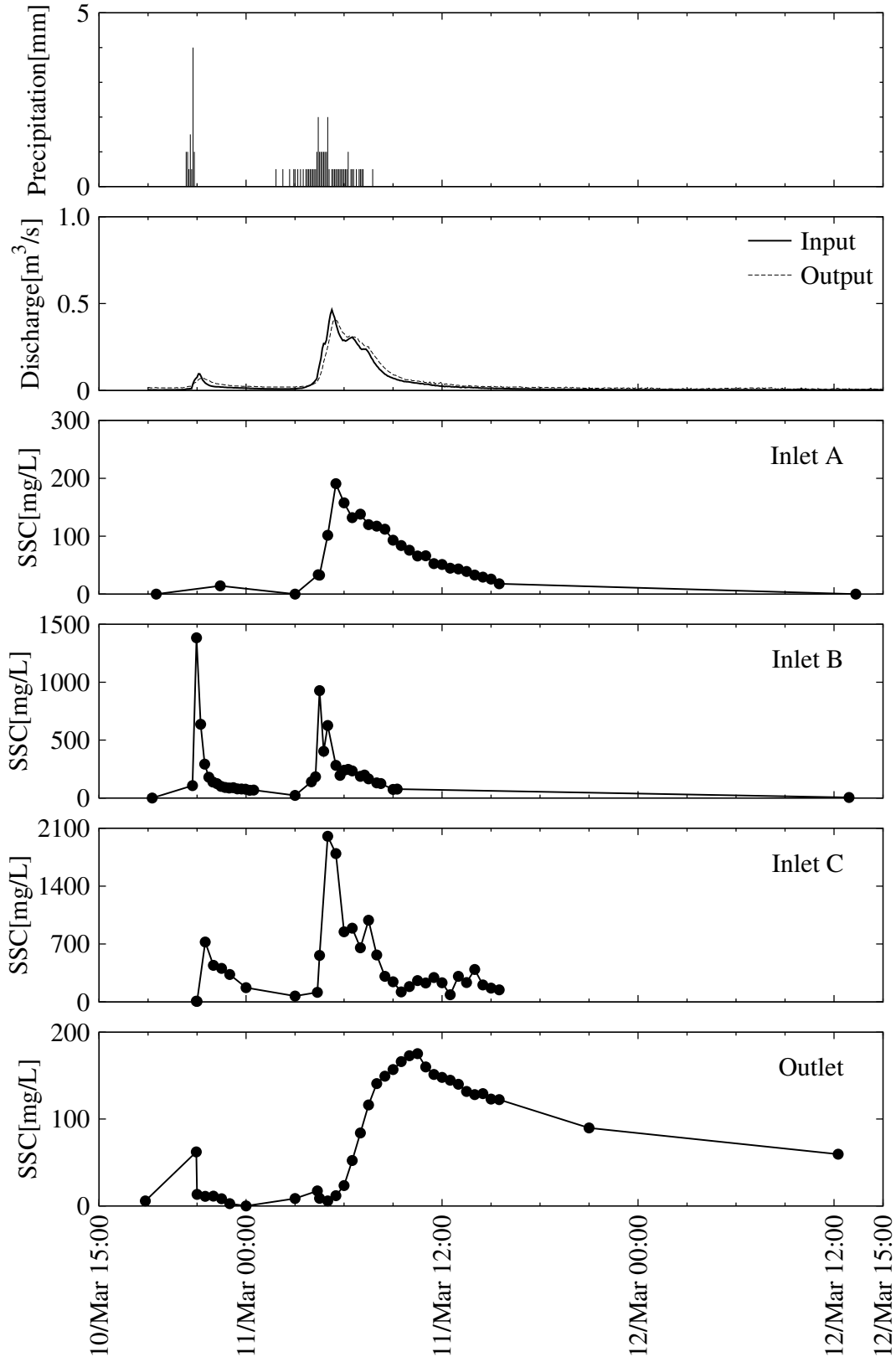


図 4.6 雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2005 年 3 月 10 日)

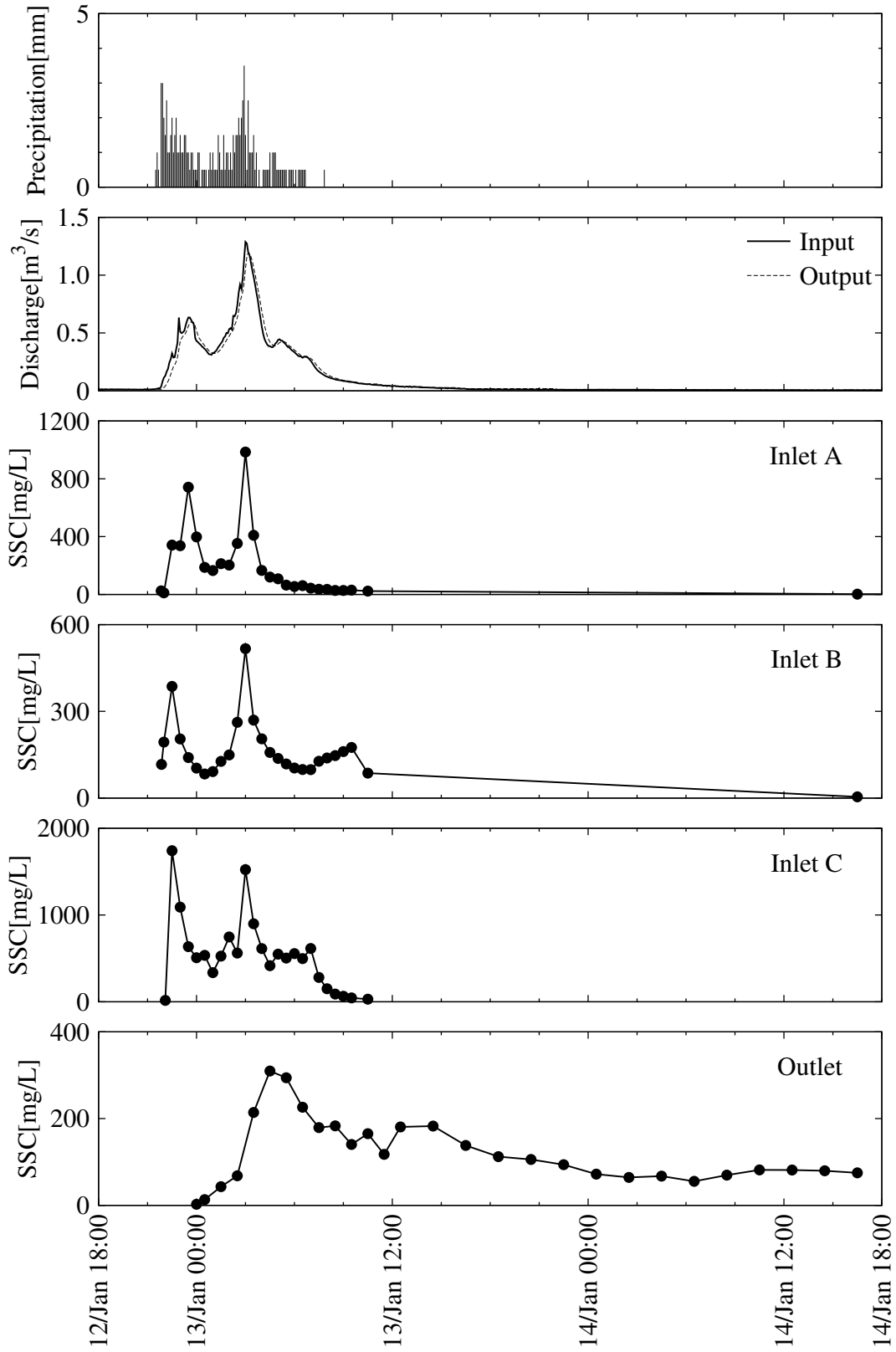


図 4.7　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2006 年 1 月 12 日)

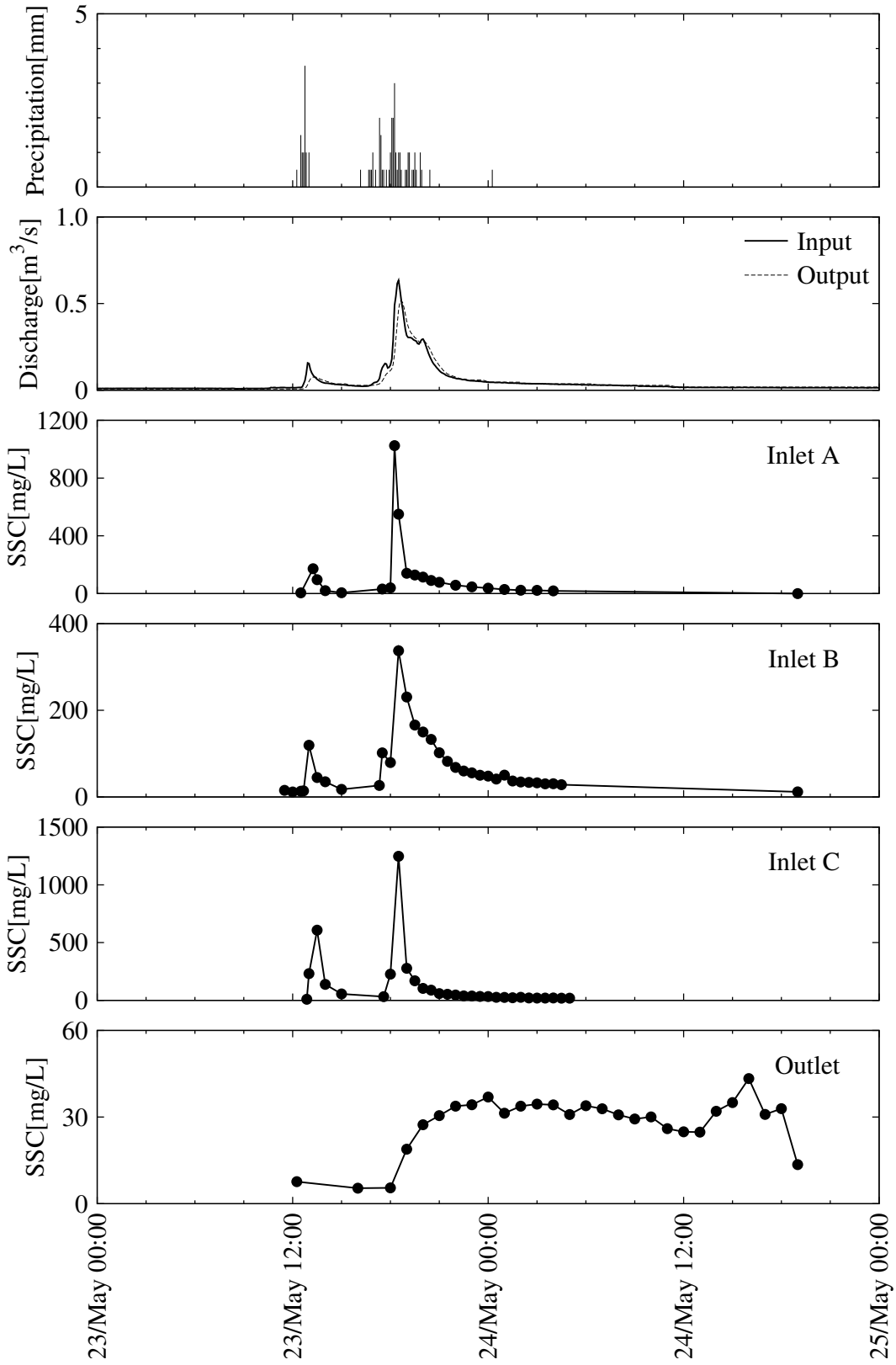


図 4.8 雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2006 年 5 月 23 日)

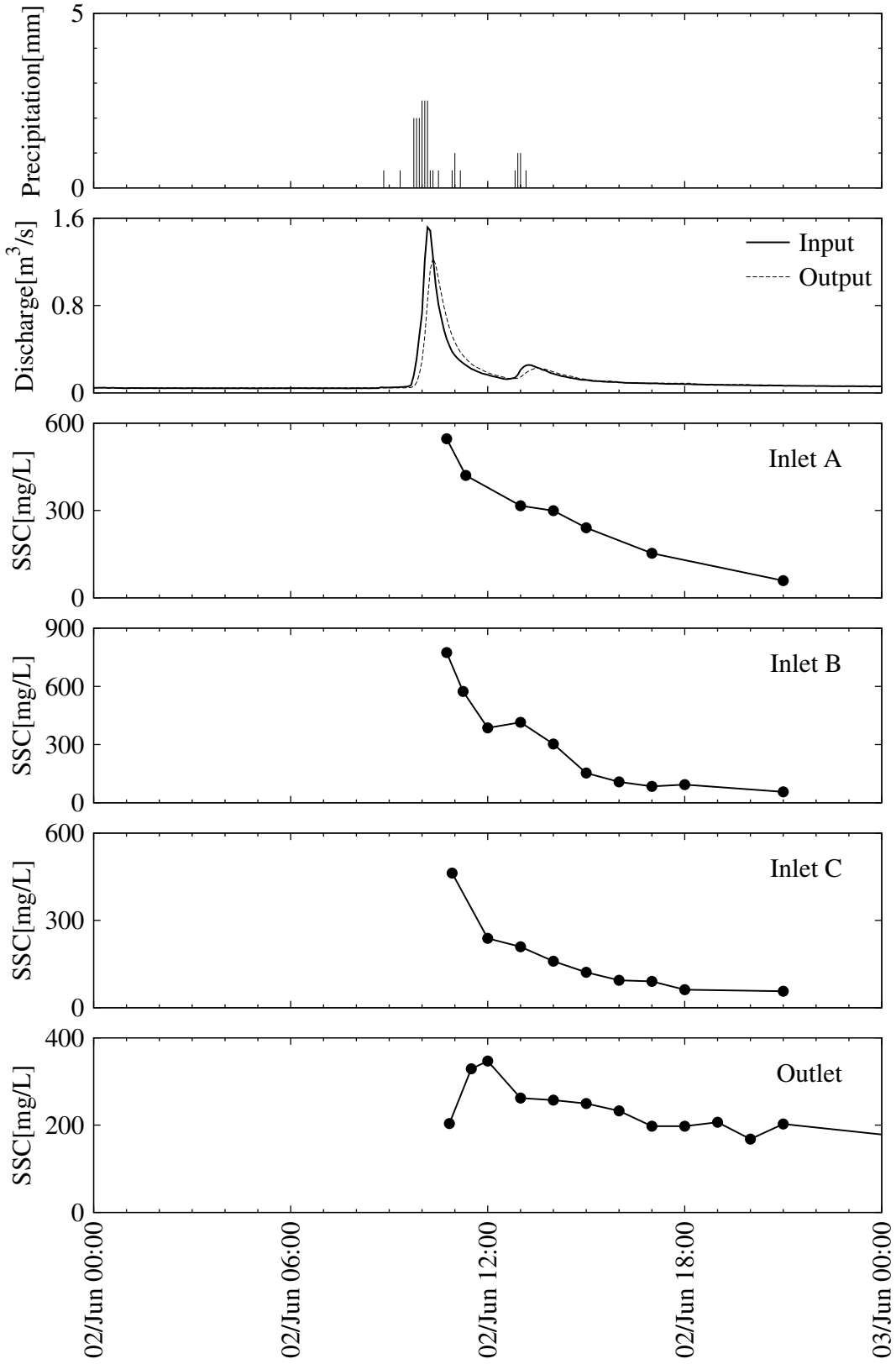


図 4.9　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2006 年 6 月 2 日)

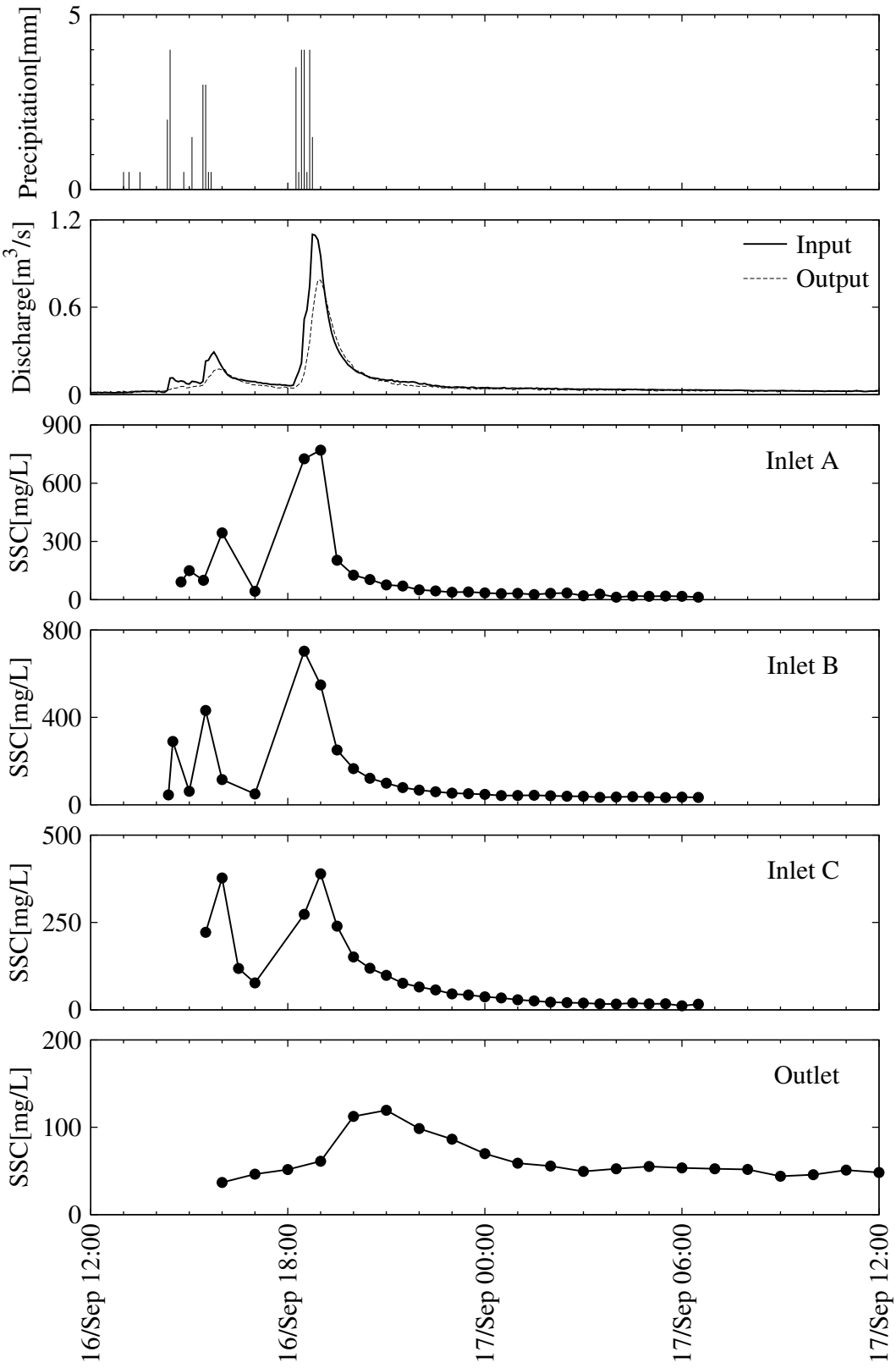


図 4.10　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2006 年 9 月 16 日)

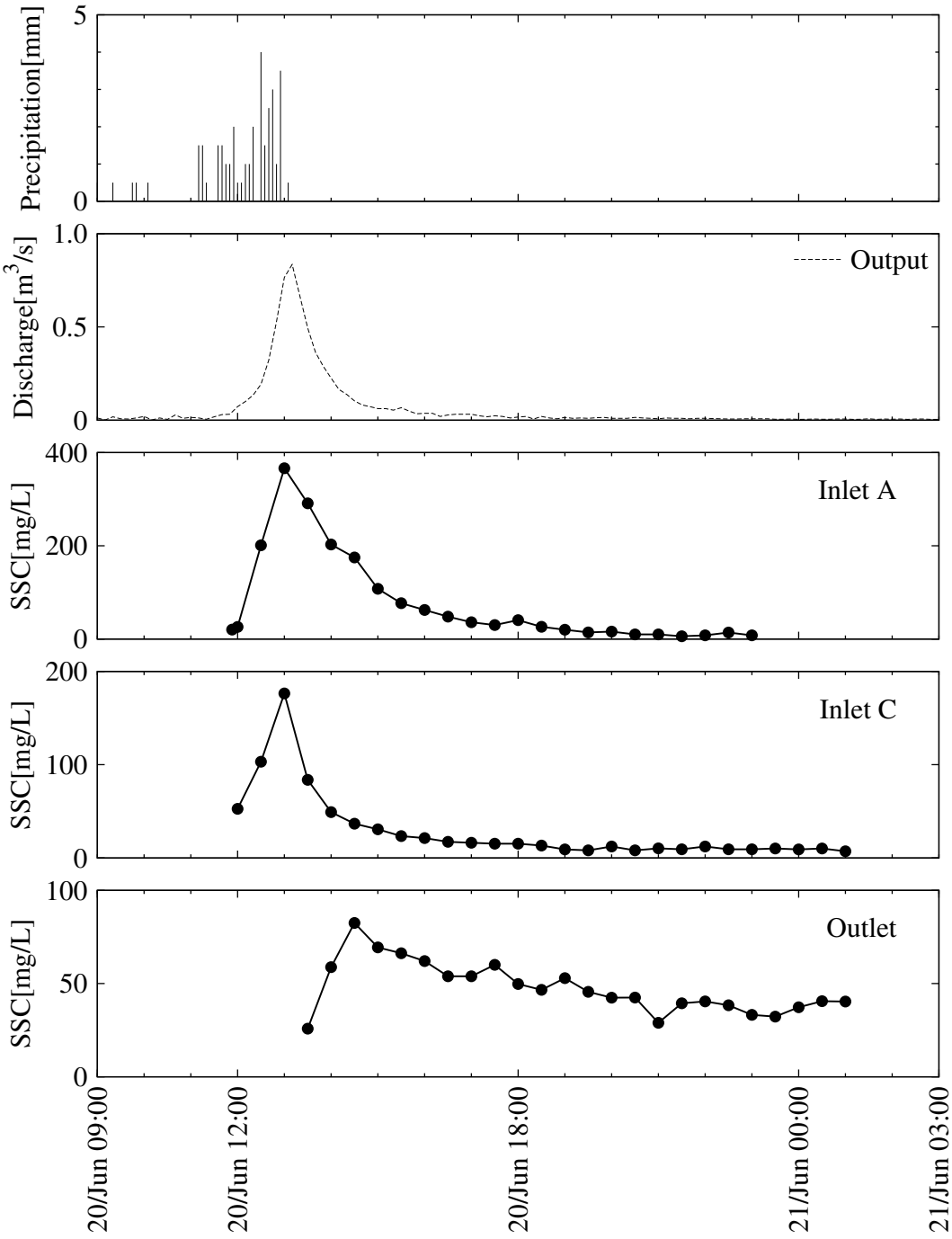


図 4.11　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2004 年 6 月 20 日)

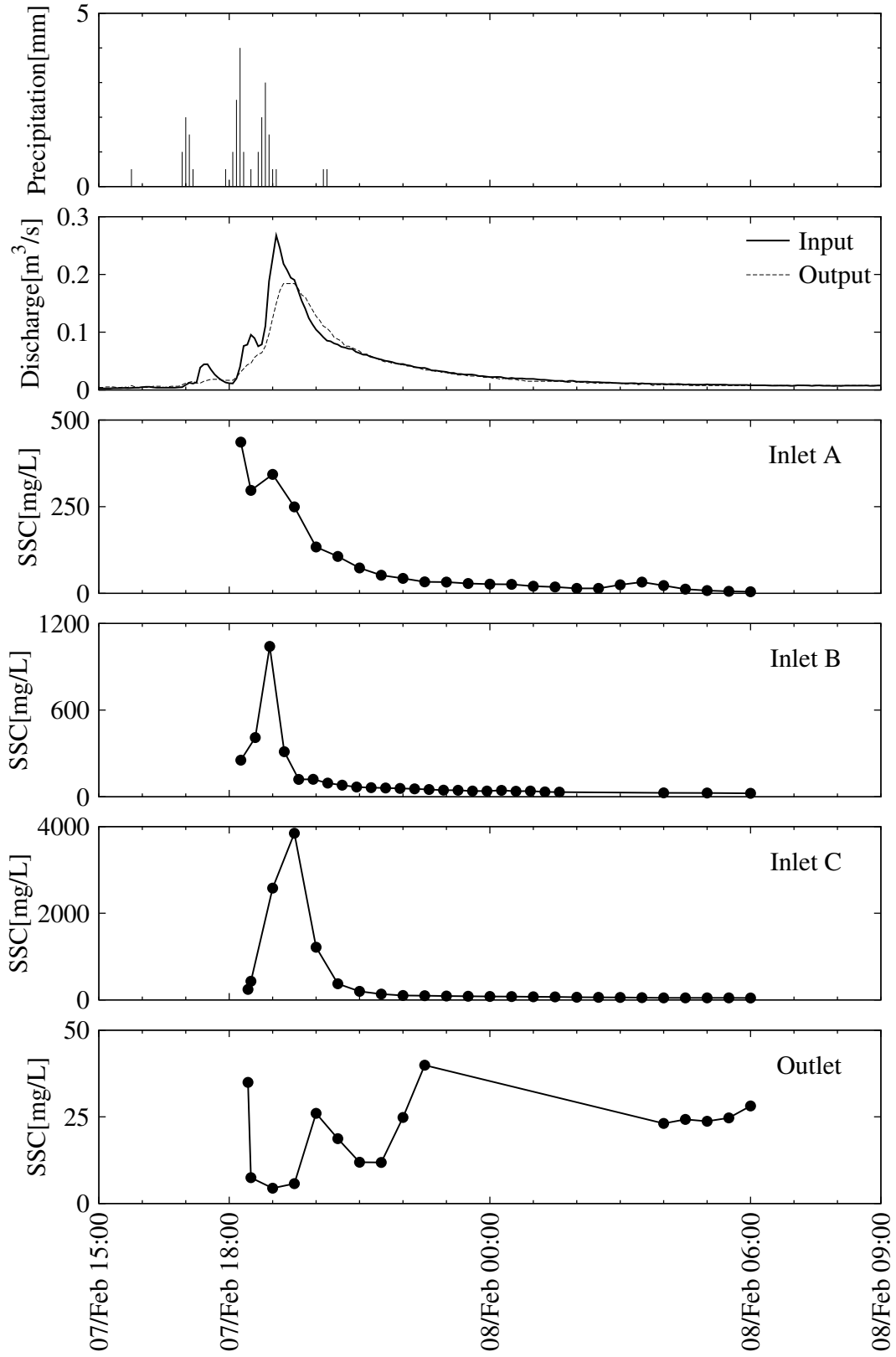


図 4.12　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2005 年 2 月 7 日)

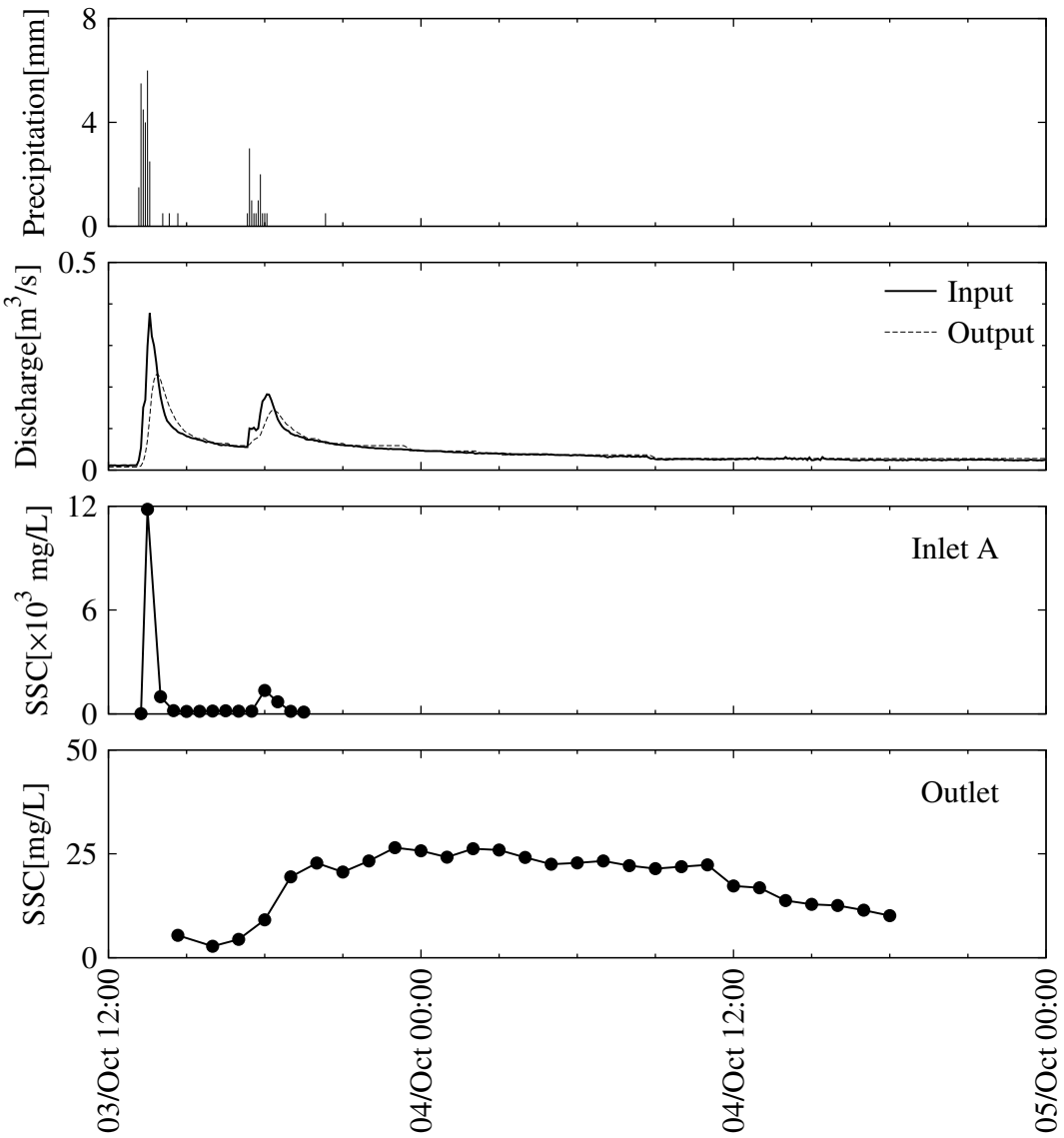


図 4.13　雨量，流量および浮遊土砂濃度の推移 (2006 年 10 月 3 日)

4.3.3 浮遊土砂の到達時間および時間平均流速に関する考察

沈砂池貯水の流れの流速は，沈砂池での浮遊土砂の動態を理解するうえで重要な要素である．降雨時の沈砂池貯水の流速は概ね流量に応じたものであると予想されるが，具体的に把握するためには実測あるいは第 4.3.2 項の最後で触れたような運動学的知見を加味した数値実験などを必要とする．調査沈砂池の形状や構造からして，沈砂池では複雑な流れが生じていると考えられる．したがって，流速を実測する場合には多点同時連続計測が有効な手段と思われる．しかし，そのような水理計測には相当数の計測機器を必要とし，また計測時の安全性が確保できていないため，現時点において本研究では水理計測を実施していない．そのため，現地での水理計測に基づいた沈砂池貯水の流速は把握されていない．また，数値実験についても解析方法を検討中であり，本研究の今後の課題としている．そこで，図 4.5，...，図 4.13 に示した浮遊土砂濃度の経時変化から浮遊土砂の流入口から流出口への到達時間を求め，到達時間内における時間平均流速を算出し，沈砂池での浮遊土砂の捕捉に対する流速の影響に関して考察する．

表 4.3 は流量と浮遊土砂濃度 (SSC) のピーク到達時間 (流入口と流出口でのピーク発生時刻の差) である．浮遊土砂濃度については，流入口でのピーク発生時刻が 3 つの流入地点ごとに異なったため，3 つのうちで短いほうを示した．第 4.3.2 項で述べたとおり，貯水位の変化が洪水波の伝播速度に応じたものであるため，流量ピークの到達時間は短い．一方，浮遊土砂の移動は主に移流によるものと考えられるため，浮遊土砂濃度ピークの到達時間は流量ピークの到達時間より長くなった．浮遊土砂濃度ピークの到達時間は，浮遊土砂が流入口から流出口まで移動するのに要す平均的な到達時間を示すと考えられる．

なお，表 4.3 に示した到達時間は，あくまでも，浮遊土砂濃度がピーク値を示した頃合に沈砂池へ流入した浮遊土砂の到達時間である．浮遊土砂濃度がピーク値を示した以外のときに沈砂池へ流入した浮遊土砂の到達時間については，沈砂池のトレーサー応答および滞留時間分布の解析 (例えば， 橋本, 1993) が有効と考えられる．沈砂池のトレーサー応答や滞留時間分布は沈砂池の流動特性に関連する問題であり，本研究における今後の課題に含まれる事項である．

表 4.3　ピーク到達時間，時間平均流速

降雨イベント	ピーク到達時間 [min]		時間平均流速
	流量	SSC	[$m \cdot s^{-1}$]
2004 年 10 月 19 日	15	60	0.028
2005 年 3 月 10 日	10	300	0.006
2006 年 1 月 12 日	10	90	0.019
2006 年 5 月 23 日	10	330	0.005
2006 年 6 月 2 日	20	60	0.028
2006 年 9 月 16 日	10	120	0.014
2004 年 6 月 20 日 *	—	90	0.019
2005 年 2 月 7 日 *	10	—	—
2006 年 10 月 3 日 *	—	—	—

* 参考イベントである．

4.3.3.1　浮遊土砂の到達時間に対する降雨要因の影響に関する検討

表 4.2 と表 4.3 とを比較し，浮遊土砂の到達時間と降雨特性との関係を検討する．

降雨イベント 2006 年 5 月 23 日，2006 年 9 月 16 日および 2004 年 6 月 20 日の 3 者では，浮遊土砂の到達時間が後者ほど短い．これら 3 者の総雨量はほぼ同程度であるが，

最大 1 時間雨量が後者ほど大きい．また，2006 年 1 月 12 日と 2004 年 6 月 20 日の 2 者では，浮遊土砂の到達時間は同じである．この 2 者の総雨量は大きく異なるが，最大 1 時間雨量がほぼ同じである．以上のことから，浮遊土砂の到達時間は最大 1 時間雨量の大きさに応じて変化するものと思われる．調査結果では，最大 1 時間雨量が大きいと到達時間は短く，最大 1 時間雨量が小さいと到達時間は長くなる傾向といえた．原因としては，最大 1 時間雨量は沈砂池貯水の流速の大きさに関与するためと思われる．すなわち，最大 1 時間雨量が大きいと大きな流速が発生し，単位時間あたりの浮遊土砂の移動量が大きくなり，その結果，短い到達時間になるものと推測される．2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日の 2 者では，後者のほうが総雨量，最大 1 時間雨量さらに流量ピーク値ともに大きいが，浮遊土砂の到達時間は前者が短い．これら 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日の 2 者では，別の降雨特性との関係を検討する必要があると思われる．

降雨イベント 2005 年 3 月 10 日と 2006 年 5 月 23 日の 2 者は，浮遊土砂の到達時間がどちらも比較的長い．この 2 者は総雨量と最大 1 時間雨量ともにほぼ同程度で，総雨量は比較的小さい．また，2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日の 2 者は，浮遊土砂の到達時間がどちらも比較的短い．この 2 者の総雨量はほぼ同程度で，比較的大きい．以上のことから，浮遊土砂の到達時間は総雨量の大きさに応じても変化するものと思われる．図 4.4 で示したように，総雨量が小さいと懸濁水が減勢池に抑留されるため，総雨量が小さい場合には大きい場合に比較して到達時間が長くなると推測される．

一方，降雨イベント 2006 年 6 月 2 日では，総雨量と最大 1 時間雨量が比較的小さいにも関わらず，到達時間は比較的短いように思われる．しかし，この場合には，2006 年 5 月 31 日に生起した先行降雨イベント (総雨量 54.5 mm) の影響が考えられた．沈砂池

流出口での浮遊土砂濃度は，先行降雨イベント終了直後が 164 mg·L^{-1}，翌 6 月 1 日が 66 mg·L^{-1} であった．また，2006 年 6 月 2 日の流出口の浮遊土砂濃度は比較的高濃度から開始した (図 4.9)．これらのことから，先行降雨イベントによる懸濁水の流入によって沈砂池が懸濁状態であったことがわかる．ここで，図 4.9 に示した流出口の浮遊土砂濃度の経時変化をみてみると，12 時から 13 時にかけて浮遊土砂濃度が急減している．流出口における浮遊土砂濃度は緩やかな減少傾向を示すと考えられることを考慮すると，図 4.9 の流出口での経時変化の前半部分 (12:00 以前) には，先行降雨イベントによる浮遊土砂濃度の影響が主に含まれているものと推測される．したがって，降雨イベント 2006 年 6 月 2 日については，流出浮遊土砂濃度ピークはおそらく 13:00 以降に発生したものと推測される．先行降雨イベントの影響を控除して推測すると，降雨イベント 2006 年 6 月 2 日における到達時間は 120 分から 300 分程度になるものとみられる．その場合，降雨イベント 2006 年 6 月 2 日の到達時間と雨量との関係について，2005 年 3 月 10 日や 2006 年 5 月 23 日と同様のことが考察される．

4.3.3.2　時間平均流速に関する検討

表 4.3 の浮遊土砂濃度ピークの到達時間を，浮遊土砂が流入口から流出口まで移動するのに要した平均的な到達時間と考えると，浮遊土砂の移動経路となった流跡線の長さを到達時間で除すことにより時間平均流速が求められる．ここでは，この時間平均流速について検討する．時間平均流速を算出するにあたり，流跡線を定めて移動経路長を得なければならないが，各降雨イベントの流跡線は不明である．そこで，沈砂池の各流入口と流出口の直線距離の平均値 (82 m) と流跡線の蛇行を考慮して浮遊土砂の移動経路長を任

意に 100 m とする．

浮遊土砂の到達時間と移動経路長 (100 m) から求めた到達時間内の時間平均流速を表 4.3 に示す．浮遊土砂の移動経路および移動経路長は降雨イベントごとに異なると思われるが，ここではひとつの移動経路を想定し，その移動経路長を一律 100 m としているため，時間平均流速は到達時間に応じたものとなっている．時間平均流速は調査沈砂池の設計平均流速 ($0.15\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$) より小さい．これは計測された実際の流量が設計流量より小さいことが主因であると考えられる．

流速の大きさによっては堆積土砂の洗屈や巻上げが生ずる．Ingersol et al. (1955) は洗屈や巻上げを生じない限界平均流速の算定式 (式 4.1) を提案した．

$$U_c = \frac{1}{\alpha}\sqrt{\frac{8}{f}}\cdot w \tag{4.1}$$

ここに，U_c:限界平均流速 [$\mathrm{m\cdot s^{-1}}$]，α:係数 (1.2–2.0)，f:摩擦損失係数，w:粒子の沈降速度 [$\mathrm{m\cdot s^{-1}}$] である．式 4.1 に基づき，浄水などの水処理システムにおいては，沈殿池の限界平均流速は捕捉対象とする最小粒子の沈降速度のおよそ 10 倍程度以下が望ましいと考えられている (丹保・小笠原, 1985, p.66).

調査沈砂池の限界平均流速を見積り，表 4.3 に示した時間平均流速と比較する．摩擦損失係数を以下の式 4.2 より求める．

$$f = \frac{2g}{R^{1/3}}n^2 \tag{4.2}$$

ここに，f:摩擦損失係数，g:重力加速度 [$\mathrm{m\cdot s^{-2}}$]，R:径深 [m]，n:Manning の粗度係数 [$\mathrm{m^{-1/3}\cdot s}$] である．径深 R を水深で近似し，$R = 2.3\,\mathrm{m}$ とする．限界平均流速を危険側——ここでは U_c を小さく——に見積もるため，$\alpha = 2.0$ および $n = 0.03$ として比較的大

きい値を採用する．その結果，$f = 0.013$ となり，$U_c = 12.4w$ を得る．したがって，調査沈砂池の限界平均流速は捕捉対象粒子の粒径に応じた沈降速度の約 12 倍であり，上述の水処理システムの場合とほぼ同じ値といえる．また，U_c と w が比例関係にあることは，沈降速度が小さい小粒径の粒子を沈積させるにはそれに応じた小さい限界平均流速を要すことを示している．逆に，大粒径の粒子の場合には大きな限界平均流速まで許容できることを示す．

沖縄県の沈砂池設計では，捕捉対象粒子の沈降速度を $0.01\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$ としている．調査沈砂池について限界平均流速を求めると $U_c = 12.4 \times 0.01 = 0.124\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$ となり，設計平均流速 ($0.15\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$) とほぼ同じ値を得る．

次に，表 4.3 の時間平均流速を限界平均流速と比較するため沈降速度を求める．ここでは，粒径 75 μm と 5 μm の球形粒子を対象とする．20°C における球形粒子のストークス沈降速度と，この沈降速度より求めた限界平均流速を表 4.4 に示す．

表 4.4 より，粒径 75 μm を最小の捕捉対象粒子とする場合には限界平均流速は $U_c = 0.062\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$ であり，表 4.3 に示した時間平均流速はこの限界平均流速より小さい．同様に，粒径 5 μm の場合には $U_c = 0.0002\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$ であり，時間平均流速が限界平均流速より大きい．逆に，表 4.3 に示した時間平均流速のうち，雨量が比較的大きい降雨イベントの

表 4.4　調査沈砂池の限界平均流速 ($U_c = 12.4w$)

粒径 [μm]	ストークス沈降速度 w [$\mathrm{m\cdot s^{-1}}$]	限界平均流速 U_c [$\mathrm{m\cdot s^{-1}}$]
75	0.005	0.062
5	0.00002	0.0002

時間平均流速 ($0.028\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$) を限界平均流速と考えた場合，対応する粒径は 52 µm となる．同様に，雨量が比較的小さい場合の時間平均流速 ($0.005\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$) を限界平均流速と考えた場合，対応する粒径は 22 µm となる．以上のことから，シルト分に区分される粒子の沈積は，粒径に応じた水理環境の適否があるといえる．また，捕捉対象となりうる粒子の粒径は雨量に応じて変化すると思われる．

一方，球形粒子が沈砂池の水深 2.3 m を沈降するのに要す時間をストークスの沈降速度より計算すると，粒径 75 µm が約 8 分，粒径 5 µm が約 1879 分となる．逆に，表 4.3 に示した到達時間から比較的小さいもの (60 分) を選ぶと，その到達時間で沈砂池の水深 2.3 を沈降できる粒径は 27 µm となる．同様に，比較的大きい到達時間 (330 分) を選ぶと粒径は 12 µm となる．したがって，表 4.3 に示した浮遊土砂の到達時間はシルト分を捕捉するのに充分と考えられる．ここで，到達時間 60 分から得た沈降速度より求めた粒径 27 µm と，この到達時間 60 分から得た時間平均流速 ($0.028\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$) より求めた粒径 52 µm とを比較すると，後者の粒径が大きい．同様に，到達時間 330 分の場合においても時間平均流速から求めた粒径 22 µm が沈降速度から求めた粒径 12 µm より大きい．このことから，同じ到達時間において，沈降速度と限界平均流速とを比較した場合，粒子の沈積の制限要素となっているのは限界平均流速であると考えられる．

まとめると，限界平均流速からすると一部のシルト分を沈砂池で捕捉することができると考えられる．粘土分の捕捉は困難であるといえる．浮遊土砂の沈積に対し，限界平均流速は粒子の沈降速度よりも厳しい制限であると考えられる．流速の正確な把握および流速管理は浮遊土砂の捕捉量増加だけでなく，環境負荷となるより微細な土砂成分の捕捉促進という面においても重要である．したがって，水制などの構造を考慮して沈砂

池の流動場を解析し，流速を把握することが重要である．

4.3.4　浮遊土砂の粒度分布

図 4.14 は浮遊土砂の粒度分布である．左列は流入口，右列は流出口での粒度分布であり，両者を比較して沈砂池を通過することによる浮遊土砂の粒径変化について検討する．グラフの縦軸は粒子体積基準での通過百分率である．流入口 A，B および C の結果は降雨イベント毎にひとつの図にまとめた．各図において，曲線の一本一本がそれぞれの場所および採水時刻において採水された懸濁試料水の粒度分布を示している．また，本研究では粒径が 75 μm より大きいものを粗粒分，小さいものを細粒分と呼ぶ．なお，流出口については，浮遊土砂濃度が低いために粒度分析ができなかった降雨イベントもあった．図 4.14 にはそれらの結果を示していない．

図 4.14 より，流入口では粒径は数百 μm 程度より小さい範囲に分布している．しかし，大部分は細粒分であり，粗粒分の割合は小さいことがわかる．集水域内部では，粗粒分の多くは掃流砂として輸送されていると考えられ，沈砂池へ到達するまでに水路床や土砂溜桝などで堆積したために (図 2.19 参照)，沈砂池流入時には粗粒分の含有割合は減少したと思われる．したがって，調査した降雨イベントの降雨規模程度であれば，沈砂池へ流入する土砂成分は主に細粒分であるといえる．

流入口と流出口の粒度分布を比較すると，流出口の粗粒分は流入口に比較して減少していることがわかる．降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2005 年 3 月 10 日においては，流出口の粗粒分は無視し得る程度の含有率である．このことから，浮遊土砂を含んだ懸濁流入水が沈砂池を通過することによって，粗粒分が捕捉されたと考えられる．これは

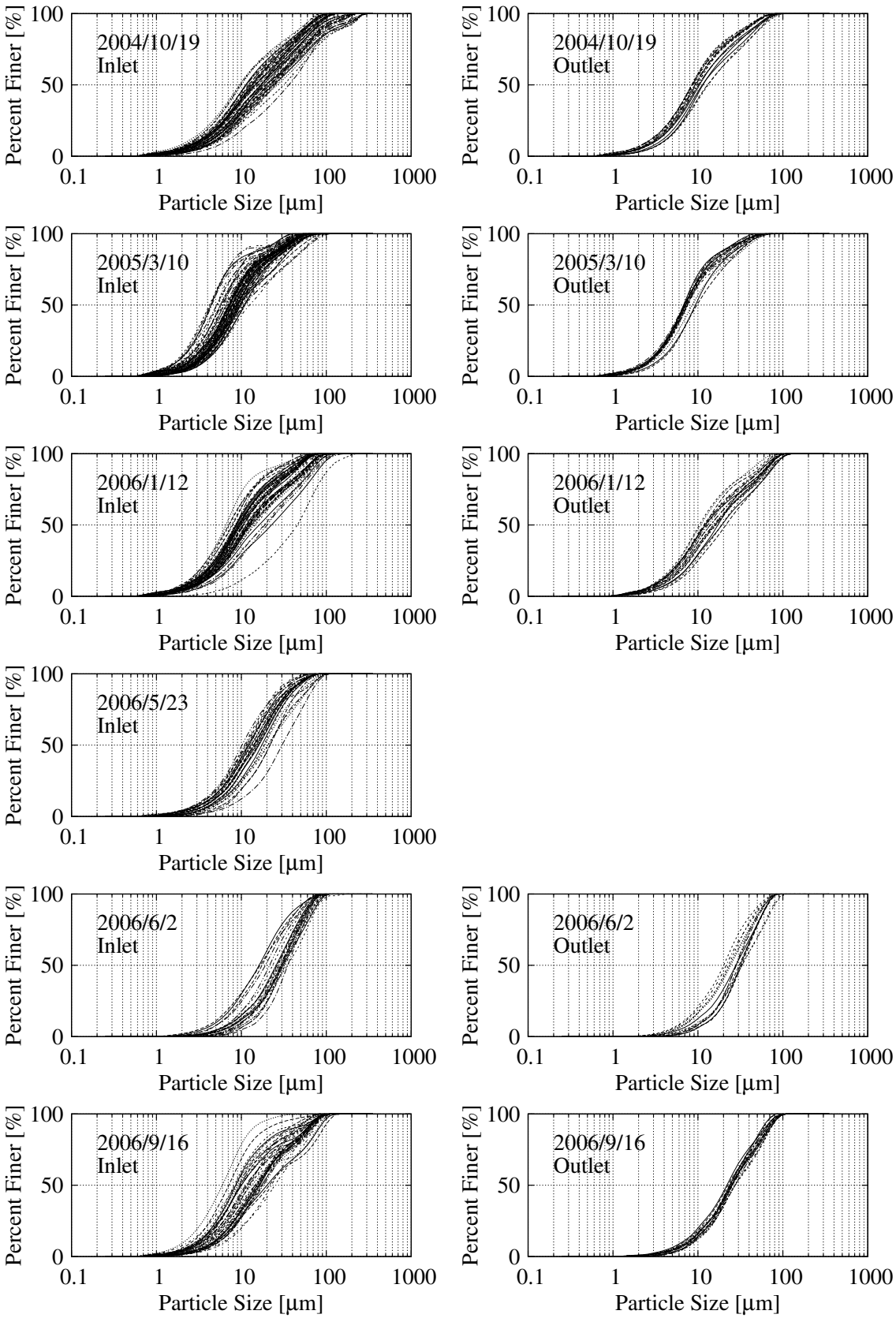


図 4.14　沈砂池流入口と流出口での浮遊土砂の粒度分布

沈砂池が 0.2 mm 以上の砂分を捕捉するように設計されていることに加え，第 4.3.3 項で検討した限界平均流速の大きさからして，粗粒分が充分に捕捉され得る流れであったためと思われる．

流出口の粒度分布より，各降雨イベントとも，浮遊土砂の粒径が細粒分の範囲 (75 μm より小さい範囲) を包含して分布していることがわかる．すなわち，通常起こりうる降雨規模において，細粒分に区分される各粒径の浮遊土砂は沈砂池から流出するといえる．第 4.3.3 項での限界平均流速を考慮した検討においては，一部のシルト分は捕捉されると考えられた．また，降雨特性に応じて流量や流速は変化すると考えられる．よって，流出口での粒径の分布範囲には降雨イベントごとの違いが認められてもよいと思われる．しかし，降雨特性の異なる降雨イベントの別を問わず，細粒分に区分される各粒径の浮遊土砂が粒度分布に含まれることは，降雨特性に応じて変化する流量や流速以外にも，細粒分に区分される各粒径の浮遊土砂の沈積を阻害する要因があることを示唆する．調査沈砂池の構造面からその要因を推察すると，流線や乱流に対する水制の影響が考えられる．流線についていえば，現行の透水堰堤は流線を変形させる要因と考えられる．また乱流についていえば，流入口での水制は不備あるいは不十分と考えられるため，懸濁水流入が貯水の流動を乱す要因と考えられる．このことから，調査沈砂池の水制は，流線の変形と乱流を通じて，3 次元的に蛇行した流跡線の形成に関与するものと思われる．つまり，浮遊土砂は蛇行した流跡線と重力に従い浮上と沈降を繰り返すうちに流出口まで到達すると考えられる．その結果，細粒分に区分される各粒径の浮遊土砂が粒度分布に含まれると考えられる．

図 2.19 に示した土砂溜桝での砂分などの粗粒分の堆積，第 4.3.3 項で検討した限界平

均流速の大きさ，および図 4.14 において流出口での粗粒分が少ないことからすると，年間を通して通常に生起しうる降雨時には，砂分を含めこれより大きい土砂成分は沈砂池において捕捉可能であると考えられる．これに対し，年間をとおして数多く生起する規模の小さい降雨時であっても，細粒分は沈砂池から流出することが認められた．また，粗粒分より細粒分のほうが環境負荷としての影響が強いと考えられる．これらのことから，沈砂池へ流入する浮遊土砂の粒度分布に細粒分より大きい土砂成分が含まれる場合でも，沈砂池では細粒分をターゲットにした対策を検討することが重要であると考えられる．したがって，畑地帯の沈砂池集水域からの浮遊土砂流出を現状よりも厳しく管理する場合には，現行の沈砂池設計では考慮されていない 0.2 mm より細かい土砂成分である細粒分に対する対策が課題といえる．

4.3.5 沈砂池の土砂収支および浮遊土砂捕捉率

沈砂池の対策効果を具体的に示す指標は浮遊土砂の捕捉量あるいは捕捉率である．しかし，流量や浮遊土砂濃度の経時変化を考慮した沈砂池での浮遊土砂の捕捉量あるいは捕捉率は把握されていない．一方で，沈砂池の対策効果を土砂の捕捉量あるいは捕捉率の面において向上させるためには，より小さな粒径の土砂成分までを対象にした沈砂池の計画と設計をしなければならない．したがって，どのような粒径の浮遊土砂が実際に捕捉されるのかという点を把握する必要がある．第 4.3.3 項の限界平均流速に関する検討では，シルト分に区分される一部の浮遊土砂は沈砂池で捕捉されうることが示された．しかし，実際に捕捉されているかを確認することはできない．第 4.3.4 項の粒度分布に関する検討では，細粒分は沈砂池から流出することが認められた．この場合には，沈砂池で捕

捉された浮遊土砂の粒度分布は調べられていないため，流入したすべての細粒分が沈砂池から流出するということまで明確にすることはできない．

そこで，沈砂池での浮遊土砂の捕捉量を把握するため，浮遊土砂の流入量と流出量に基づいて沈砂池での土砂収支を求めた．その場合に，流出口における浮遊土砂の粒度分布が得られた 5 つの降雨イベントのうち (図 4.14 参照)，2006 年 6 月 2 日を除く 4 つの降雨イベントについては，浮遊土砂の粒度分布を適用して土砂収支を粗粒分と細粒分に仕分けた．

表 4.5 に沈砂池での土砂収支を示した．表 4.5 中の「全体」欄は，沈砂池において流入出した浮遊土砂の全量についてみた場合である．同様に，「細粒分」欄は細粒分のみについてみた場合である．粗粒分については表 4.5 に示していない．粗粒分は全体と細粒分との差に等しい．また，捕捉量は流入量と流出量との差であり，捕捉率は捕捉量を流入量で除して得た値を百分率表示したものである．

表 4.5 に示すように，沈砂池の対策効果を浮遊土砂の捕捉量および捕捉率によって具体的に明らかにすることができた．

4.3.5.1　浮遊土砂全体についての土砂収支および浮遊土砂捕捉率

表 4.5 より，浮遊土砂全体についての流入土砂量は約 600 kg から約 9000 kg までの範囲である．降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日は流入土砂量が比較的多い．この両者は総雨量がおよそ 100 mm と比較的大きい．また，この両者を比較すると，最大 1 時間雨量が比較的大きい後者のほうが流入土砂量も多い．沈砂池への流入土砂量は概ね降雨特性に応じたものであると考えられる．浮遊土砂全体についての流出土

表 4.5　沈砂池での土砂収支

降雨イベント	全体 [kg]				細粒分 [kg]				
	流入量	流出量	捕捉量	捕捉率 [%]	流入量	流出量	捕捉量	捕捉率 [%]	流入継続期間中 [kg]
2004 年 10 月 19 日	4097	1695	2402	59	3564	1685	1879	53	959
2005 年 3 月 10 日	2641	558	2083	79	2630	558	2072	79	1152
2006 年 1 月 12 日	8996	2799	6197	69	8688	2702	5986	69	5066
2006 年 5 月 23 日	1319	168	1151	87	—	—	—	—	—
2006 年 6 月 2 日 *	1255	705	550	44	—	—	—	—	—
2006 年 9 月 16 日	1902	600	1302	68	1820	590	1230	68	310
2004 年 6 月 20 日 **	614	91	523	85	—	—	—	—	—
2005 年 2 月 7 日 ***	1455	30	1425	98	—	—	—	—	—
2006 年 10 月 3 日 ****	2067	54	2013	97	—	—	—	—	—

* 全体および細粒分の流出土砂量に先行降雨の影響が含まれる．両者の流出土砂量は過多に見積もられていると考えられる．
** 参考イベントである．集水域 B の浮遊土砂量を欠測したため，流入土砂量を過少評価した．したがって，捕捉率は過小である．
*** 参考イベントである．流出土砂量を過少評価した．したがって，捕捉率は過大である．
**** 参考イベントである．集水域 B と C の浮遊土砂量を欠測したため，流入土砂量を過少評価した．したがって，捕捉率は過小である．

砂量は 30 kg から約 2800 kg までの範囲である．流入土砂量の場合と同じく，総雨量が比較的大きかった降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日では，流出土砂量も多い．捕捉量が正値であることから，沈砂池で浮遊土砂が捕捉されたことがわかる．土砂収支算定における若干の誤差や先行降雨の影響などを考慮して，浮遊土砂の捕捉率は 50% 代から 90% 代までの範囲であると考えられる．

降雨イベント 2004 年 10 月 19 日の降雨規模は 2006 年 1 月 12 日より小さいにもかかわらず，浮遊土砂捕捉率は 2004 年 10 月 19 日のほうが 2006 年 1 月 12 日より 10% 小さいことについて考察する．沈砂池からの浮遊土砂流出の程度は流量の減少時よりも増大時のほうで強いと考えられるから，流量増大時に流入する浮遊土砂は流量減少時に流入する場合よりも沈砂池から流出する割合が高いと思われる．ここで，流入継続期間中のある時点までの浮遊土砂流入量が全浮遊土砂流入量に占める割合を浮遊土砂流入率として定義する．流量ピーク時点における浮遊土砂流入率が大きいほど，沈砂池からの浮遊土砂流出率も大きくなり，その結果，捕捉率が低下すると考察される．この考察に基づき降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日について解析してみると，流量ピーク時点の浮遊土砂流入率は 2004 年 10 月 19 日 (70%) が 2006 年 1 月 12 日 (57%) より大きいため，降雨イベント 2004 年 10 月 19 日の捕捉率は 2006 年 1 月 12 日の捕捉率より小さくなったと考えられる．

4.3.5.2　浮遊土砂の細粒分についての土砂収支および細粒分捕捉率

表 4.5 より，浮遊土砂の細粒分についての流入土砂量は約 1200 kg から約 8700 kg までの範囲である．全体の流入土砂量との比較から，流入土砂量の多くは細粒分であること

がわかる．これは，図 4.14 に示した流入口での浮遊土砂の粒度分布において，細粒分の割合が大きいことを反映している．細粒分の捕捉量が正値であることから，沈砂池で細粒分が捕捉されたことがわかる．また，細粒分の捕捉率は 50% 代から 80% 代までの範囲であると考えられる．

ここで，細粒分収支を得た 4 つの降雨イベントについて，沈砂池内の懸濁貯留水が流動していると考えられる流入継続期間中と，懸濁貯留水がほぼ静止していると考えられる流入継続期間以降のそれぞれの期間での浮遊土砂捕捉量を細粒分について求める．なお，各降雨イベントの流入継続期間を表 4.1 に示している．

まず，流入継続期間以降での浮遊土砂の捕捉量を求める．図 4.5，図 4.6，図 4.7 および図 4.10 より，流入継続期間終了時における流出浮遊土砂濃度はおよそ $100\,\mathrm{mg\cdot L^{-1}}$ である．流入継続期間終了時の流出浮遊土砂濃度と，その時の懸濁貯留水の細粒分についての浮遊土砂濃度がほぼ等しいと仮定すると，沈砂池容量が約 $9200\,\mathrm{m^3}$ であるから，流入継続期間終了時の懸濁貯留水中の浮遊土砂量は約 920 kg と見積もられる．この約 920 kg の浮遊土砂は流入継続期間以降の貯留濁水がほぼ静止した状態で沈積すると考えられるため，流入継続期間以降に捕捉される成分といえる．懸濁貯留水に含まれる浮遊土砂の粒度分布は実測値を得ていないため正確には分からない．しかし，粗粒分は比較的速やかに沈積し，また流入継続期間以降の流出浮遊土砂濃度の低減が小さいことから，流入継続期間以降の懸濁貯留水中の浮遊土砂は細粒分とみなしてよいと思われる．以上より，流入継続期間以降には，約 920 kg の細粒分が捕捉されると考えられる．

次に，流入継続期間中における浮遊土砂捕捉量を求める．前段の考察より，流入継続期間以降の浮遊土砂捕捉量は約 920 kg であり，その浮遊土砂は細粒分であると考えられ

た．したがって，表 4.5 における細粒分捕捉量から 920 kg を控除することにより，流入継続期間中の細粒分捕捉量が得られる．表 4.5 の最右欄に流入継続期間中の細粒分捕捉量を示した．表 4.5 より，流入継続期間中の細粒分捕捉量は正値である．したがって，流入継続期間中の流動状態時に細粒分が捕捉されていたことが認められる．

図 4.14 において，沈砂池流出口での浮遊土砂の粒度分布が細粒分の範囲を包含していることを考慮すると，同じ粒径の細粒分であっても沈砂池で捕捉されるものと沈砂池から流出するものがあるといえる．この違いが生じた原因として沈砂池内の速い流れと遅い流れの存在が考えられる．すなわち，遅い流れに乗った細粒分は沈砂池で捕捉され，速い流れに乗った細粒分は沈砂池から流出した浮遊土砂の主体を成していると思われる．細粒分が流入継続期間中に捕捉されていた事実を考慮すると，沈砂池内に速い流れが発生しないような水制を施すことによって細粒分の捕捉量を増大させることが可能になると考えられる．ただし，細粒分のうち粒径 5 μm 以下の粘土分は本観測からもほとんど流出しており，水制の有無や流速の大小に関わらず沈砂池から流出すると思われる．

今後の課題としては，流入継続期間終了時の懸濁貯留水に含まれる浮遊土砂量を正確に評価するため，流入継続期間終了時の懸濁貯留水の浮遊土砂濃度分布を把握することが挙げられる．

4.3.6　浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係

沈砂池における浮遊土砂の捕捉と類似する事例として，ダム貯水池における土砂管理を挙げることができる．ダム貯水池においては貯水量の把握といった従来からの問題の他に，流砂系における総合的な土砂管理の観点 (反町, 1999) からも，特に微細土粒子に対

する堆砂量予測の精度向上が求められている (柏井, 2001)．ダム貯水池における堆砂量推定に関する最近の研究として，箱石 (2000)，櫻井ら (2002) および岡野ら (2003) 等がある．これらの報告ではダム貯水池における土砂捕捉率を求めるため，降雨出水時の流入水量に応じた貯水の入れ換え率 (出水時回転率) を用いた評価が行われており，土砂捕捉率が出水時回転率に反比例して低下することを報告している．

簡便な土砂流出防止対策の対策効果の評価手法は，事業効果の評価まで見据えた畑地帯の土砂流出防止システムの計画やシステム構成要素である土砂流出防止対策の設計に役立つ．本研究では，沈砂池の対策効果を簡便に評価するため，浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係について検討する．

4.3.6.1 本研究における出水時回転率の定義

既往の研究では，出水時回転率は降雨時の出水による流入水量と出水直前の貯水量の比として定義されている．この場合には，例えば渇水期等において，貯水位が常時満水位より小さい状況を想定すると，常時満水位と貯水位との間に余裕容量が生ずるため，出水時にはこの余裕容量による流入水の貯留が土砂の捕捉に影響する．したがって，出水時回転率と捕捉率の関係に基づいて沈砂池の対策効果を評価する場合，出水前の貯水が満水状態であるのか非満水状態であるのかを明確に区別しておく必要がある．農業用水の乏しい沖縄県では沈砂池を満水状態にして農業用水源として利用する状況があり，また非満水状態は貯水率などのパラメータ設定が必要となる．本研究では，沈砂池の実際の利用状況を反映し，また問題を簡素化して取り扱う目的から，沈砂池が満水状態であることを出水時回転率の算出条件とした．そこで，既往の定義における貯水量を満水容量と

置き換え，出水時回転率とは一回の降雨出水による流入水量と貯水池の満水容量との比であり，出水直前の貯水が満水状態であることを条件とするとして再定義した．

4.3.6.2　出水時回転率と浮遊土砂量の経時変化

図 4.15 は浮遊土砂の流入継続期間中の浮遊土砂量と出水時回転率 ξ の経時変化である．横軸は降雨開始時をゼロとした経過時間である．浮遊土砂量のグラフは，浮遊土砂の負荷量 (SSL，単位:$g \cdot s^{-1}$) と，負荷量を累積して得られる累積土砂量 (Cu. SSL，単位:kg) の 2 種類を示した．また，出水時回転率 ξ のグラフは，見やすいように 1 に達するたびにゼロにリセットすることにし，グラフの頂点の数が貯水の換水回数を表すようにした．説明上，換水 1 回目を $\xi = 1$，2 回目を $\xi = 2$ のように表現する．降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日では 2 回強の換水が発生し，2005 年 3 月 10 日では 1 回以下である．また，降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日の 2 者は同程度の流入水量であるが，換水速度は後者が速い．このような違いは降雨特性の違いを反映したものである．降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日では流入負荷量ピークと $\xi = 1$ とが一致した．図 4.5 および図 4.7 より，流入浮遊土砂濃度ピークは流入流量ピークとほぼ同時に出現していることから，流入負荷量ピークも流入流量ピークとほぼ同時に出現する．また，降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日では，流入流量がピークに達した時点までの流入水量が沈砂池容量と同じ (すなわち $\xi = 1$) であった．したがって，流入負荷量ピークと $\xi = 1$ とが一致したといえる．

降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日では，出水時回転率が最終的に $\xi = 2$ をわずかに上回り，流入負荷量ピーク以降の回転数は 1 回強となる. 流速分布を

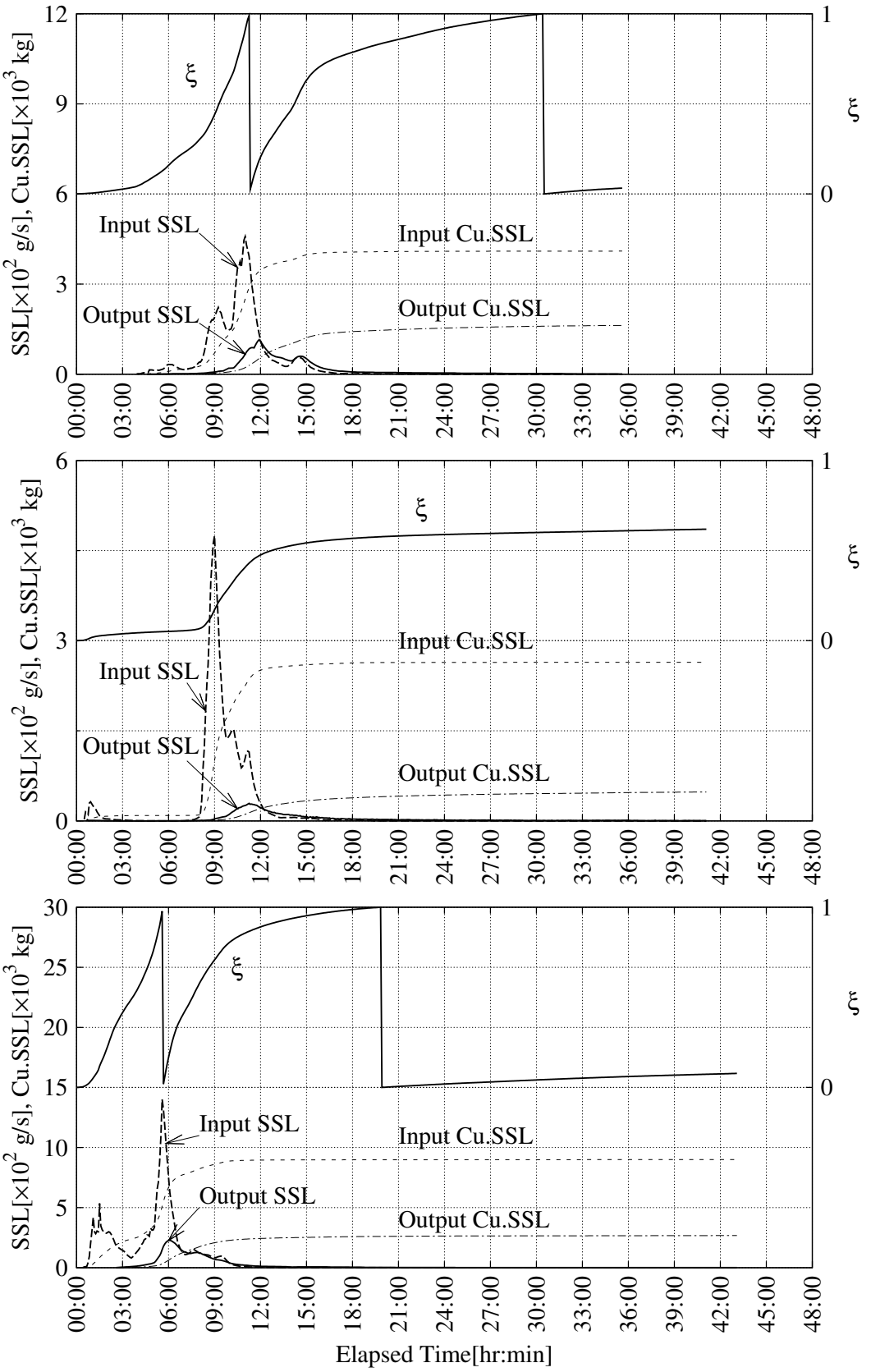


図 4.15　流入継続期間中の浮流土砂量 (SSL および Cu.SSL) と出水時回転率 ξ の経時変化

考慮すべきではあるが，水量的には流入負荷量ピーク以降の流入懸濁水の多くは沈砂池に貯留されたと考えられる．このことは両イベントの捕捉率の増大に寄与したと考えられる．したがって，現在の設計では考慮されていない浮遊土砂負荷量と出水時回転率 ξ の経時変化の予測も沈砂池設計において重要な点であることが示唆される．畑地帯における浮遊土砂負荷量あるいは浮遊土砂濃度の予測に関しては大澤ら (2006) の研究がある．ゆえに，沈砂池の設計において適切な設計降雨を与え，浮遊土砂負荷量と出水時回転率との経時変化を予測することにより，沈砂池の最適な容量決定が期待される．

4.3.6.3　浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係

図 4.15 と同様にして，表 4.1 に示した各降雨イベントの出水時回転率を算出した．表 4.5 の全体欄に示した各降雨イベントの浮遊土砂捕捉率をそれぞれの出水時回転率の逆数 $(1/\xi)$ と対応させて図 4.16 に示した．ただし，2006 年 6 月 2 日については先行降雨の影響が含まれるために性質の異なる結果であることから，図 4.16 には 2006 年 6 月 2 日の結果を含めていない．また図 4.16 には，比較のため，Brune (1953) と櫻井ら (2002) を引用した．なお，出水時回転率の分布範囲が広いため，図 4.16 の出水時回転率の逆数 $(1/\xi)$ を示す横軸を対数軸とした．

Brune の結果は ‘Brune curve’ としてダム貯水池における標準的な堆砂量予測手法として利用されている (Bube and Trimble, 1986)．Brune (1953) では，‘Capacity-Inflow ratio (C/I ratio)’ と土砂捕捉率との関係が報告されているが，その C/I ratio は出水時回転率の逆数 $(1/\xi)$ にあたる．ただし，C/I ratio は降雨イベント単位ではなく年間単位のデータを用いて計算されており，平水時の負荷無しの流入水量も含まれている．すなわち，

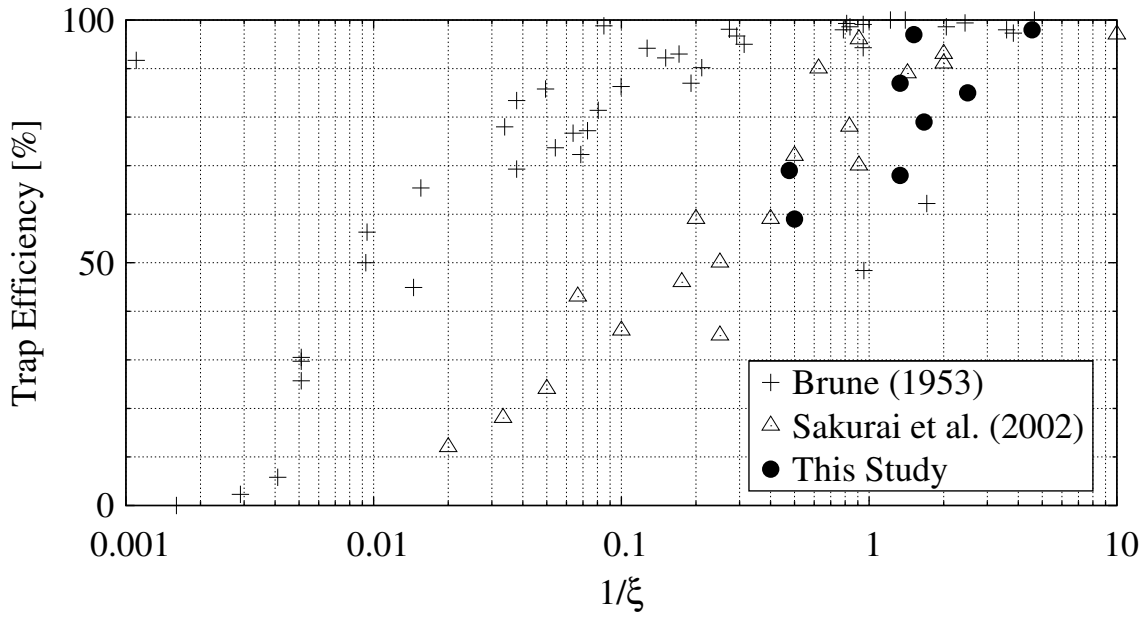


図 4.16 捕捉率と $1/\xi$ の関係

C/I ratio は貯水池容量 (Capacity) を年間総流入水量 (Inflow) で除して得られた値である．図 4.16 の Brune curve は文献値をそのまま引用し，平水時流入水量を控除していない．また，Brune curve の各プロットは複数の異なるダム貯水池についての結果である．

櫻井らについては，複数の異なる国内ダム貯水池に関する降雨イベント毎の結果であり，観測値のほかに計算値も示されている．また，出水前の貯水位が利水満水位であった時の降雨イベントについて解析している．櫻井らについては文献の図から読取値をプロットした．

図 4.16 に示した沈砂池についてのプロットの分布より，捕捉率は出水時回転率に従って変化していることが認められる．すなわち，横軸が出水時回転率の逆数 $(1/\xi)$ であることを考慮して，出水時回転率 ξ が小さいと捕捉率は大きく，出水時回転率 ξ が大きいと捕捉率は小さくなる傾向が認められる．比較のために引用した Brune と櫻井らの結果に

ついても同様の傾向を示している．さらに，沈砂池のプロットの分布範囲は櫻井らの示した国内ダムの分布範囲とよく一致している．Brune curve では平水時の負荷無し流入水量が含まれていることと，年間データを用いているため貯水位が満水位ではなかった状況もあったと考えられることからプロットが左側にずれていると考えられる．Brune curve からこれらの影響を控除すれば，沈砂池，国内ダムおよび Brune curve の 3 者のプロットは近い範囲に分布すると思われる．

図 4.16 において，ほぼ同じ出水時回転率の値に対する捕捉率のばらつきが認められる．沈砂池について，出水時回転率がほぼ同じである降雨イベント 2004 年 10 月 19 日と 2006 年 1 月 12 日の場合では，捕捉率に 10% の差がある．この原因は，出水時回転率 ξ の経時変化において，$\xi = 1$ での相対的な累積負荷量が違うためであると考えられた (p. 114 参照)．浮遊土砂負荷量は流量や浮遊土砂濃度に応じて変化し，さらに流量や浮遊土砂濃度は降雨や流域の性質に応じて変化する．ゆえに，出水時回転率がおなじであっても降雨イベントごとに捕捉率には差があるものと捉えることが必要である．同様に，沈砂池の形状や構造は貯水の流動状態に関与するため，形状や構造の違いも捕捉率のばらつきの原因になることが推察される．

第 2.4.2 項で得た沈砂池集水域の総流出率 f と総雨量 R との関係 $f = 1 - 2.6/R^{1/3}$ と，第 2.4.3 項で概算した 10 年確率日雨量 200 mm の条件下での沈砂池の捕捉率を評価する．ここでは，一降雨の総雨量が上記の 10 年確率日雨量に相当すると考える．この場合，降雨出水量は 49284 m^3 となる．この降雨出水量に対して沈砂池の出水時回転率は $\xi = 5.4$ である．図 4.16 において，沈砂池の実測の結果は出水時回転率 $\xi = 2$ $(1/\xi = 0.5)$ までであるため外挿することになるが，出水時回転率 $\xi = 5.4$ $(1/\xi = 0.2)$ に対する捕捉率はお

よそ 50% である．したがって，10 年確率日雨量 200 mm を想定すると，調査沈砂池の捕捉率は 50% 程度となることが推測される．このように，沈砂池の現行の計画・設計において考慮されていない総雨量を考慮することにより，計画・設計の時点で沈砂池の対策効果を評価できる．

図 4.16 において，規模や形状が大きく異なるダム貯水池と沈砂池のプロットの分布が重なることは，出水時回転率が無次元量として相応の性質を持つものであることを示す．すなわち，出水時回転率は，規模や形状が異なる沈砂池どうしの間で，浮遊土砂の捕捉現象に関して相似関係を成立させるパラメータの役目を果たすものと考えられる．したがって，既に整備された沈砂池については，流量計測あるいは確率雨量の概算に基づいて出水時回転率を求めれば，図 4.16 を利用して捕捉率を評価できる．また，新規に沈砂池を計画する場合においては，当該地域の水質保全目標に応じた沈砂池での浮遊土砂捕捉率の目標値に対する出水時回転率の計画値を定め，計画雨量を考慮して沈砂池の容量を決定することができる．このような実用的応用を考える場合，捕捉率と出水時回転率の関係をより定量的な形で把握することが重要である．

まとめると以下のとおりである．沈砂池の対策効果を示す具体的な指標は浮遊土砂の捕捉量あるいは捕捉率である．本研究では，表 4.5 に示すように，沈砂池の対策効果を浮遊土砂の捕捉量と捕捉率によって具体的に明らかにした．さらに，図 4.16 に示すように，捕捉率と出水時回転率との関係が認められることを示した．ゆえに，沈砂池の対策効果を出水時回転率により評価できる．出水時回転率は流入水量と貯水容量から得られ，さらに流入水量と貯水容量は設計降雨より得られる．したがって，出水時回転率は計画時点において既知量となるため，沈砂池の対策効果を事前かつ簡便に評価できる．この

ことは，土砂流出防止システムにおける計画的な土砂管理に役立つ．一方，出水時回転率は無次元量であるため，既設の沈砂池の対策効果の評価や新規に計画する沈砂池の容量決定にも適用できると考えられる．

今後の課題としては，捕捉率と出水時回転率の関係を定量的に把握することが挙げられる．すなわち，捕捉率と出水時回転率の関係が図 4.16 のように示されるのは何故なのかを解明する必要がある．この場合においても，沈砂池の流動場の解析が必要である．また今後の発展として，浮遊土砂の捕捉を増大させるための水制などの付加対策や先行降雨によって，捕捉率と出水時回転率の関係がどのように変化するのかを明らかにすることにより，付加対策の効果や先行降雨の影響も出水時回転率を用いて定量的に評価していくといった応用が考えられる．

4.3.7　浮遊土砂の粒度分布に基づく沈砂池の浮遊土砂捕捉率の算定

土砂流出防止システムや浄水システムの沈殿池 (沈砂池) は水平流理想沈殿池を仮定して設計される．水平流理想沈殿池では，表面負荷率と沈降速度分布を利用して捕捉率を求めることができる．したがって，沈砂池を水平流理想沈殿池と仮定した場合，沈砂池の設計理論上の浮遊土砂捕捉率を求めることができる．ここでは，沈砂池の設計理論上の浮遊土砂捕捉率を求めるための個別的な事項を定めた後，第 2 章で得た 6 種の代表的な浮遊土砂の粒度分布に基づいて，調査地に整備された沈砂池の対策効果を設計理論上の浮遊土砂捕捉率により評価する．なお，水平流理想沈殿池の捕捉率算定方法については付録 A で解説している．

4.3.7.1 表面負荷率の設定値および適用する沈降法則

表面負荷率 (overflow rate) w_0 とは，水面積 A の沈殿池に流量 Q を流すような場合に，その沈殿池で 100% 除去できる最小の粒子の沈降速度を示す．表面負荷率は $w_0 = Q/A$ の関係から求められる．調査沈砂池の水面積 (約 4000 m^2) は既知であるので，流量を定めることによって表面負荷率が決定される．しかし，流量は降雨や流域の性質に応じて変化するため一意に定めることができない．そこで，観測流量に基づいて 5 段階の流量を定め，それぞれの表面負荷率を得る．

沈降速度分布とは，沈降速度が異なる粒子を含んだ粒子群について，ある沈降速度を示す粒子の割合を示すものである．水平流理想沈殿池のような流動場では，適当な沈降法則に基づいて粒子の沈降速度を求めることができる．したがって，浮遊土砂の粒度分布が既知であれば，各粒径を対応する沈降速度に置き換えることで沈降速度分布を得ることができる．沈降速度の求め方は粒子の沈降様式に応じて異なり，本研究では球形粒子についての単粒子自由沈降様式の場合の式 4.3 を用いる．

$$w = \frac{g(\rho_p - \rho_f)}{18\mu} d^2 \tag{4.3}$$

ここに，w:沈降速度 [$\mathrm{m \cdot s^{-1}}$], g:重力加速度 [$\mathrm{m \cdot s^{-2}}$], ρ_p:粒子の密度 [$\mathrm{kg \cdot m^{-3}}$], ρ_f: 流体の密度 [$\mathrm{kg \cdot m^{-3}}$]，μ:粘性係数 [$\mathrm{Pa \cdot s}$]，d:球形粒子の直径 [m] である．式 4.3 は，いわゆるストークスの沈降速度式である (土木学会環境工学委員会, 2004, p.16)．本研究でストークス式 (式 4.3) の計算に用いる各定数の値を表 4.6 に示す．

流量と表面負荷率の設定値，および表面負荷率相当粒径を表 4.7 に示す．沈砂池の水面積を 4000 m^2 として表面負荷率を求めた．また，表面負荷率の設定値を式 4.3 に代入し

表 4.6　ストークス式の各定数値

定数	値
g	9.8
ρ_p	2500
ρ_f	998.2*
μ	1.002×10^{-3}*

* 水温を 20°C とした.

表 4.7　捕捉率算定に用いる流量と表面負荷率

流量 $[\mathrm{m^3 \cdot s^{-1}}]$	表面負荷率 $[\mathrm{m \cdot s^{-1}}]$	表面負荷率相当粒径 [μm]
0.4	0.0001	10.8
0.8	0.0002	16.7
1.2	0.0003	19.3
1.6	0.0004	22.3
2.0	0.0005	25.8

て得られる粒径と粒度分析で示される粒径とは正確には一致しないため，本研究では粒度分析で示される側近値を用い，これを表面負荷率相当粒径とした．設定流量ごとに，表面負荷率相当粒径以上の浮遊土砂はすべて捕捉される．

4.3.7.2　沈砂池の捕捉率算定結果

第 2 章の図 2.20 に示した 6 種の粒度分布ごとの沈降速度分布を図 4.17，...，図 4.22 に頻度曲線 (実線のグラフ) でそれぞれ示した．各図において，頻度曲線上の 5 つのマーカー (四角，丸，三角，逆三角およびひし形) のそれぞれは，5 段階の設定流量より求めた表面負荷率と，各表面負荷率に区分される粒子の頻度割合を示している．また，5 つのマーカーのそれぞれを右端として左方へ描かれた 5 本の破線は，付録 A の図 A.3 を参照

すれば，マーカーより左方の範囲の $f_i \frac{w_i}{w_0}$ の値を連ねたものである．図 4.17，...，図 4.22 の各図を比較すると，頻度曲線に対するマーカーの相対的位置が変化しており，表面負荷率と沈降速度分布に応じた捕捉率の変化がうかがえる．

表面負荷率と沈降速度分布より求めた浮遊土砂の捕捉率を表 4.8 にまとめた．解析条件下において，浮遊土砂の捕捉率は 11% から 98% までの幅広い範囲に分布し，表面負荷率や沈降速度分布に応じて変化した．捕捉率の大小を沈降速度分布の種別で比較すると，各表面負荷率に対して，No.6 > No.3 > No.4 > No.5 > No.2 > No.1 となった．この大小関係は，第 2 章の図 2.20 に示した 6 種の粒度分布において，粘土分の割合に対応した並びであった．すなわち，図 2.20 において粘土分が少ないものほど高い捕捉率を示した．シルト分と細砂分の割合との対応はみられなかった．

表 4.8 において，6 種の沈降速度分布のすべてで，表面負荷率が大きくなるほど捕捉率は低下し，表面負荷率の考え方からして当然の結果が得られた．

No.1，No.3 および No.6 の捕捉率は，第 2 章の表 2.2 の説明にあるとおり，算出根拠となる粒度分布が全体の中でも極端な部類であるため，沈砂池の対策効果を評価する上で

表 4.8　浮遊土砂の捕捉率

表面負荷率	捕捉率 [%]					
[$m \cdot s^{-1}$]	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
0.0001	36	62	91	84	77	98
0.0002	22	48	85	77	69	96
0.0003	16	40	81	73	64	94
0.0004	13	35	77	69	61	93
0.0005	11	31	74	66	58	91

の重要性は比較的低いと考えられる．No.2 と No.4 は粒度分布が平均的であると考えられ，これらの捕捉率は沈砂池の対策効果の評価において主要な知見を与えると思われる．この場合，捕捉率は 31% から 84% までの範囲に分布した．No.5 は粒度分布が特徴的であり，その捕捉率の解釈は難しいが，捕捉率は平均的と考えられる範囲に含まれた．

沈砂池が水平流理想沈殿池の仮定に従う場合，浮遊土砂の捕捉率は表 4.8 のとおりである．しかし，沈砂池の実際の運用面を考えると，降雨や流域の性質および土壌侵食の具合に応じて流量や浮遊土砂の粒度分布と濃度は経時的に変化し，加えて沈砂池の形状や構造が理想と異なるため，沈砂池は完全な水平流理想沈殿池ではない．表 4.8 に示した個々の捕捉率は，流量と粒度分布を一定にし，且つ水面積 4000 m^2 となる矩形の形状を想定した水平流理想沈殿池を仮定した場合の結果であるため，表 4.8 に示す捕捉率は実際的には目安でしかない．したがって，実際への適用にあたっては，そのような実際と理想との相違を考慮することが必要である．

4.3.7.3　考察

調査沈砂池について，水平流理想沈殿池を仮定し，5 段階の表面負荷率 (表 4.7) と 6 種の沈降速度分布 (図 2.20) とから浮遊土砂の捕捉率を算定した．その結果，浮遊土砂の捕捉率は表面負荷率と沈降速度分布の変化に応じて 11% から 98% までの範囲に分布することがわかった．これは，調査した沈砂池集水域で得られた数多くの粒度分布に基づくものであり，捕捉率の大域的分布を示していると考えられる．沈砂池集水域において平均的と思われる粒度分布に着目すると，捕捉率は 31% から 84% までの範囲に分布する．これは，本研究によって実測された沈砂池での土砂収支より得た捕捉率の分布範囲 (およ

そ 50% から 90% まで) と概ね一致する．いくつかの仮定を踏まえているが，この範囲の捕捉率は沈砂池の対策効果を評価するうえで主要な知見を与えると考えられる．

沈砂池の対策効果の評価が十分でない現時点では，浮遊土砂の粒度分布に基づいて表 4.8 のようにして得た沈砂池での浮遊土砂の捕捉率は，解析条件を踏まえたうえで有用な示唆を与えると考えられる．沈砂池集水域から流出した浮遊土砂は，表 4.8 に示した捕捉率に概ね従って沈砂池で捕捉され，捕捉されずに沈砂池から流出したものは水質負荷になるものと考えられる．

表面負荷率と沈降速度分布を用いた捕捉率の算定においては，沈砂池が水平流理想沈殿池とみなせることが重要である．沖縄県の畑地帯で整備される沈砂池は設計上では水平流理想沈殿池である．しかし，実際の運用環境では降雨や流域の性質に応じて流量は変化するものであり，加えて，流れが乱流であることは明らかなため，沈砂池を水平流理想沈殿池として扱うには無理がある．さらに，粒度分布の経時変化も考慮すべきである．したがって，表 4.8 に示した浮遊土砂の捕捉率を実際のものとして採用することはできない．水平流理想沈殿池の仮定と沈砂池の実際の運用状況との相違を考慮したうえで，捕捉率の目安とするべきである．

一方で，畑地帯に既に整備された沈砂池やこれから計画される沈砂池について，とくに水制を工夫して，流れを水平流理想沈殿池にできるだけ近づけることが必要である．調査沈砂池についていえば，沈砂池内に帯状に設置された透水堰堤は常に水没しており (88 ページの図 4.3 参照)，透水堰堤付近での流線の鉛直分布を推測すると，i) 上向流の発生要因，および ii) 流線の間隔が縮まることによる流速の増大要因になっていると考えられる．i) は水平流の考えに反す．ii) は表面負荷率が同じなので結果的に捕捉率の低下を

招き，加えて，i) と相まって浮遊土砂の再浮上を招きかねない．改善案としては，目詰まりや過度の損失抵抗による氾濫の恐れがなければ透水堰堤を水面より高くし，さらに現行の仕切堰堤のように配置しなおして流れが必ず透水堰堤を通過するようにすれば，透水堰堤は水制としての機能を発揮できると考えられる．あるいは，流水断面内で流れを平均化させる水制を流入部と流出部に設置し，上述のように流線を変形させていると考えられる現行の透水堰堤を撤去すれば，水平流を時間的，空間的に長く維持することができると考えられる．このような工夫を積み重ねて実際の運用環境での沈砂池を水平流理想沈殿池へ近づけることで，表 4.8 に示した捕捉率がより現実味を増すと思われる．

今後の課題としては，流量や浮遊土砂の粒度分布が変化する実際の運用環境を想定した沈砂池の対策効果の評価が挙げられる．その場合に，自由水面を有した沈砂池の流動場の解析手法と，流動場における浮遊土砂の沈降・捕捉現象の定量的把握が重要になると考えられる．浮遊土砂の沈降・捕捉現象に関しては，吉永ら (2004) の指摘のとおり，肥料成分の影響を含めた検討が必要である．また，沈砂池をできるかぎり水平流理想沈殿池に近づけるための水制の検討を行い，沈砂池の対策効果の評価に役立てる必要がある．

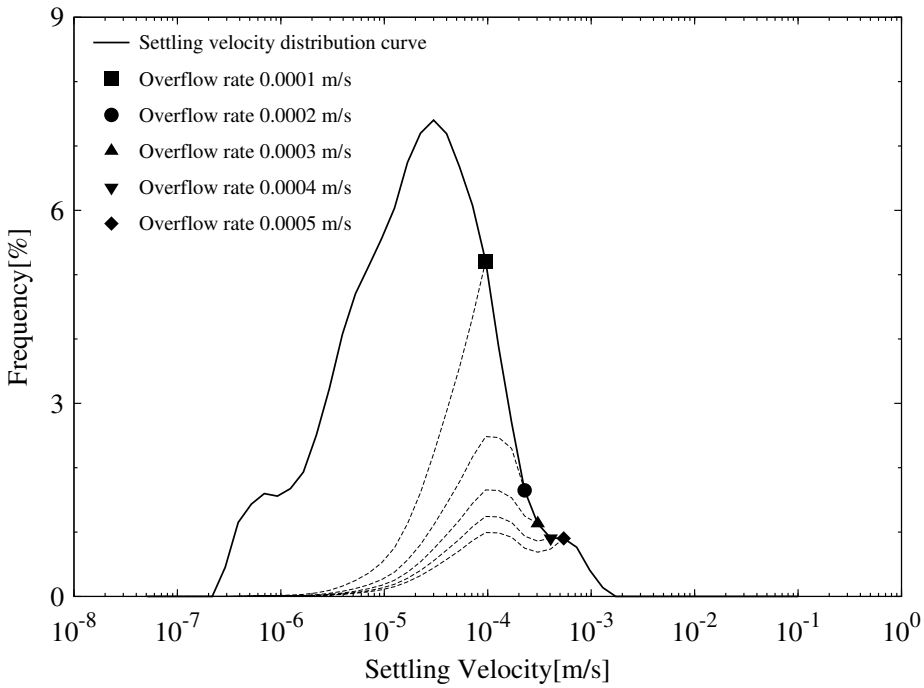


図 4.17 沈降速度分布 (粒度分布 No.1 の場合)

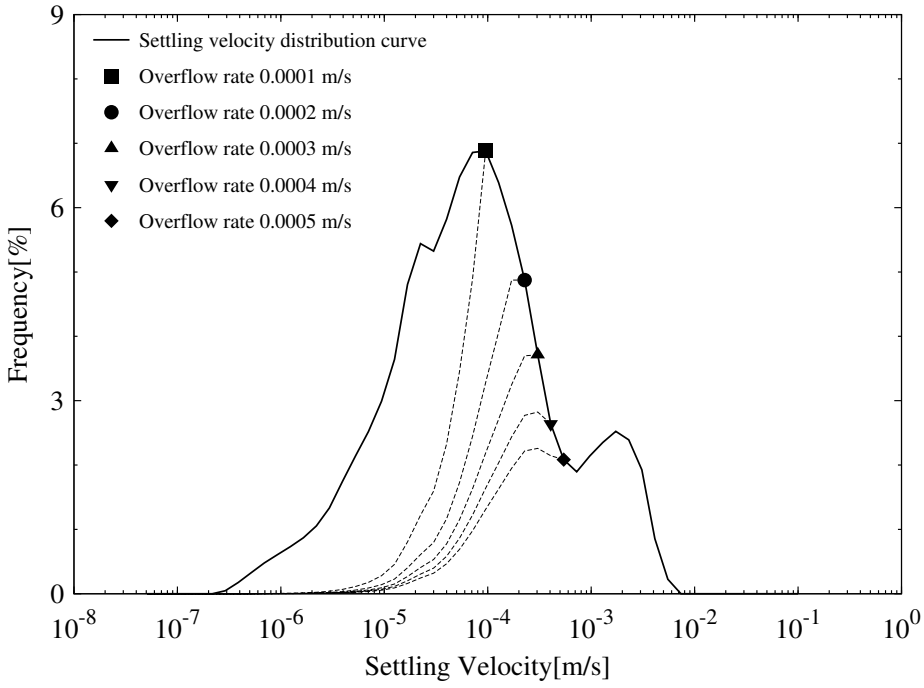


図 4.18 沈降速度分布 (粒度分布 No.2 の場合)

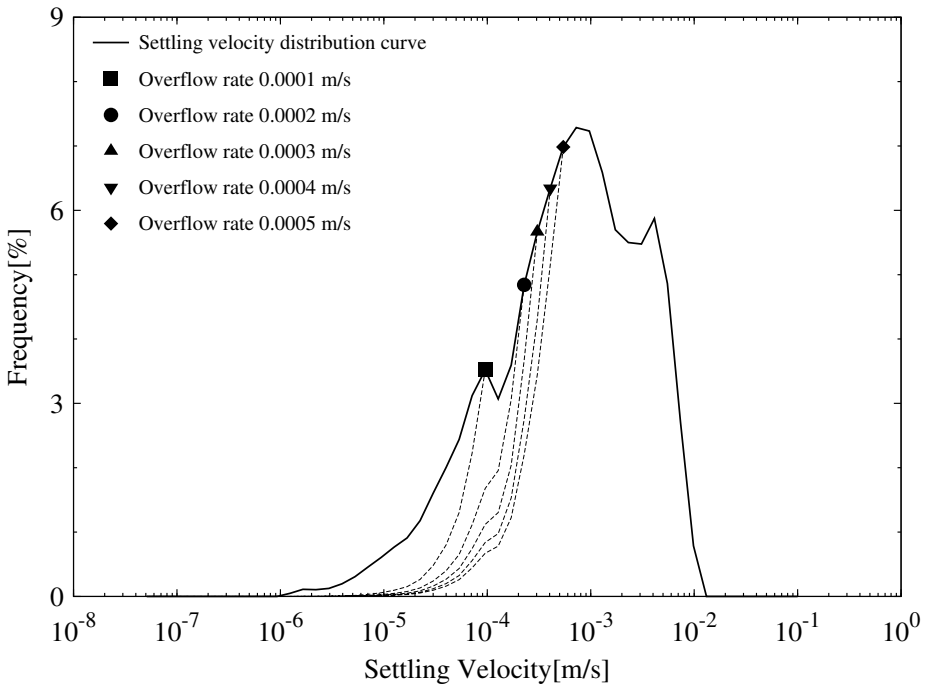


図 4.19　沈降速度分布 (粒度分布 No.3 の場合)

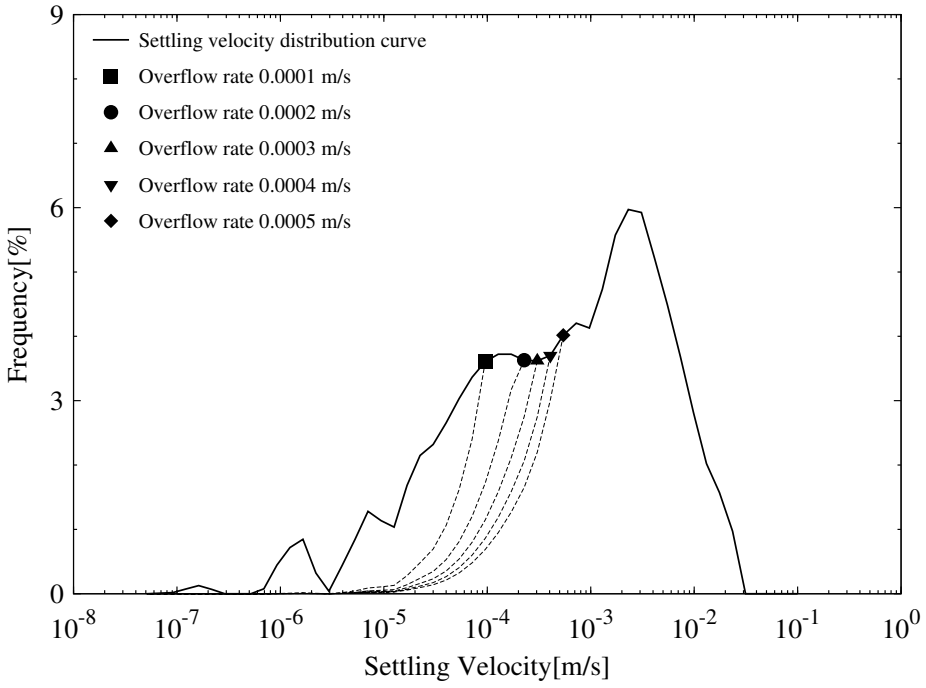


図 4.20　沈降速度分布 (粒度分布 No.4 の場合)

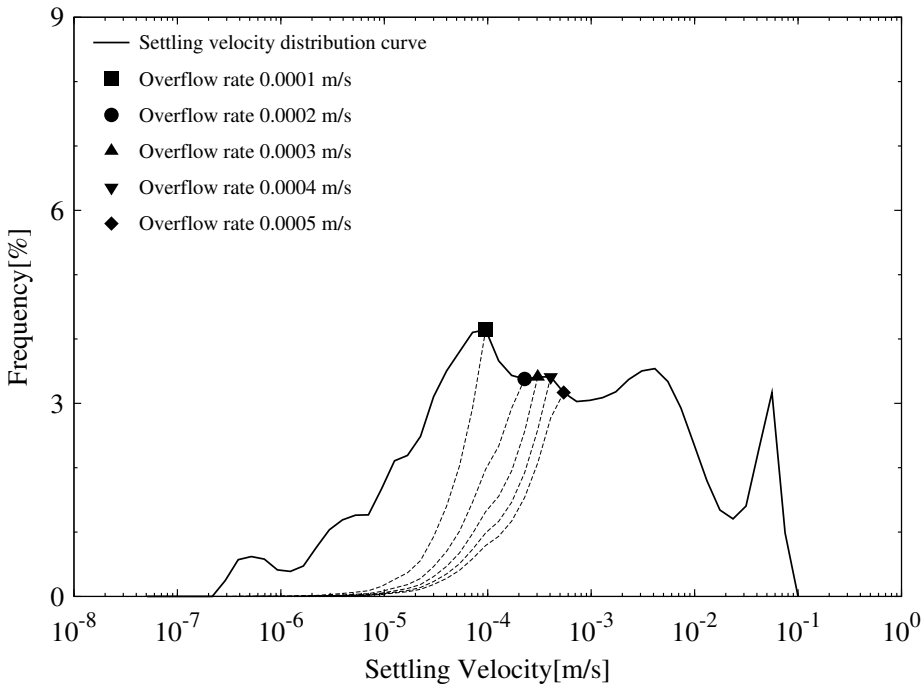


図 4.21 沈降速度分布 (粒度分布 No.5 の場合)

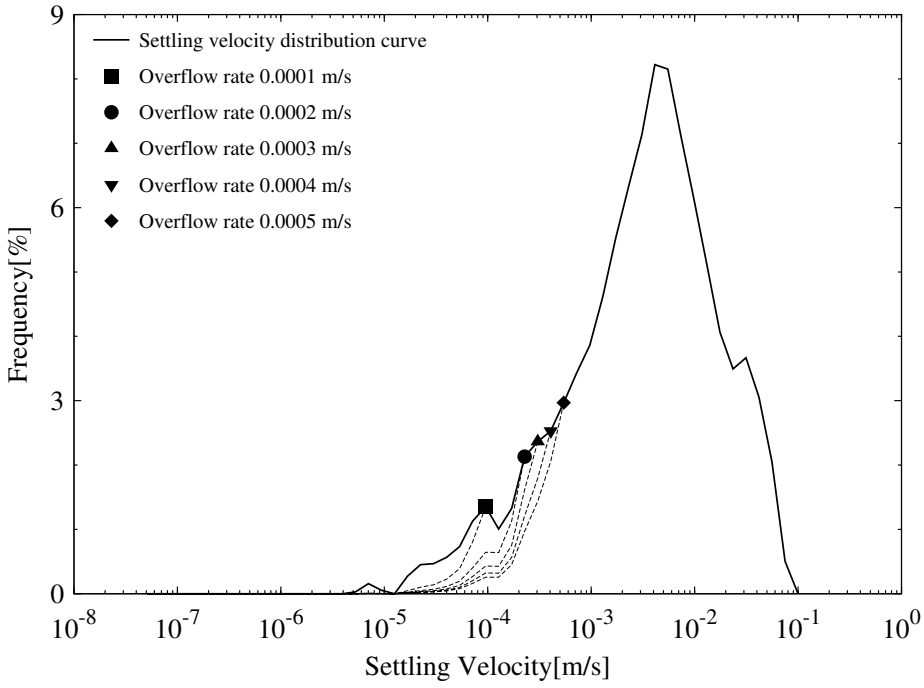


図 4.22 沈降速度分布 (粒度分布 No.6 の場合)

4.3.8　沈砂池における懸濁態栄養塩の流出および捕捉に関する一例

第 3 章において，畑地からの浮遊土砂流出にともなう懸濁態栄養塩の流出を確認した．栄養塩の流出形態は主に懸濁態であり，窒素で約 8 割，リンで約 7 割が懸濁態であった．このことから，畑地帯においては懸濁態栄養塩の流出を防止することが水質保全を検討するうえで重要であると考えられた．

沈砂池をはじめとする畑地帯の土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出防止を想定していない．しかし，浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出との相関関係および沈砂池における浮遊土砂の捕捉という事実からして，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出動態に影響し，懸濁態栄養塩の流出防止に役立っていることが推測される．

そこで，降雨イベント 2006 年 1 月 12 日について，沈砂池での懸濁態栄養塩の流出および捕捉を調査した．ここでは，調査結果をもとに沈砂池での懸濁態栄養塩収支を求め，懸濁態栄養塩の捕捉量および捕捉率を算定する．また，沈砂池での懸濁態栄養塩の流出と捕捉に対する粒径の影響を考察する．なお，沈砂池流入口は沈砂池集水域の末端に対応しており，流入口に関する考察は第 3 章で述べたとおりであるためここでは割愛する．

4.3.8.1　沈砂池での懸濁態栄養塩濃度の経時変化

沈砂池流入口と流出口での懸濁態窒素濃度の経時変化を図 4.23 に，懸濁態リン濃度の経時変化を図 4.24 に示す．流出口については，比較のため，浮遊土砂濃度の経時変化も示した．

図 4.23 と図 4.24 より，流出口での懸濁態栄養塩濃度が増加していることから，沈砂池

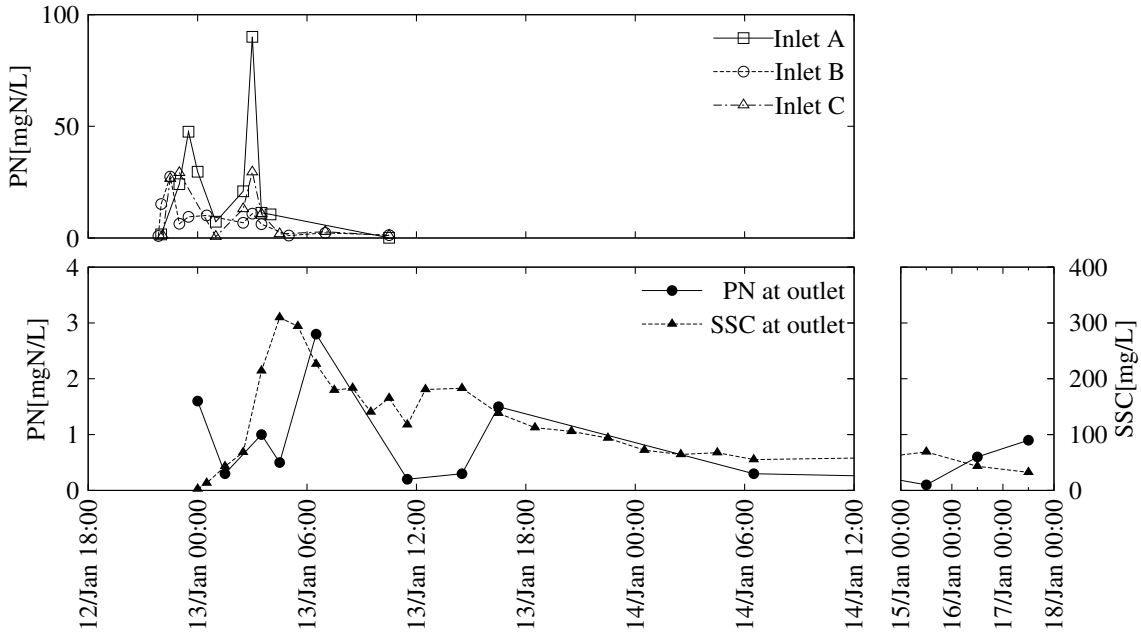


図 4.23　沈砂池流入口と流出口での懸濁態窒素濃度の経時変化 (降雨イベント 2006 年 1 月 12 日)

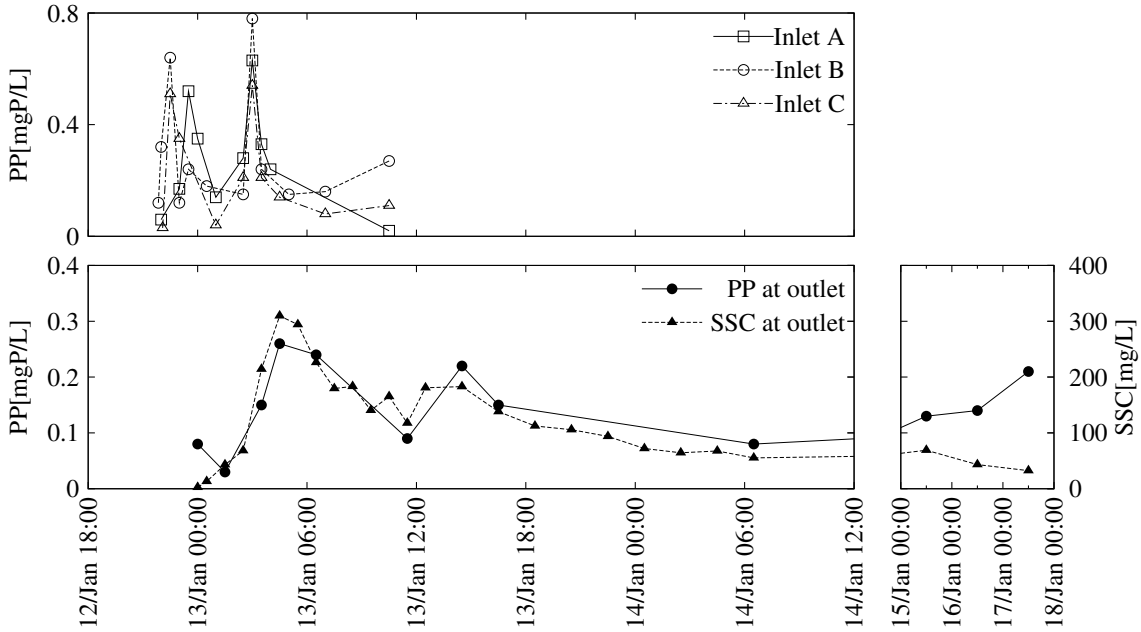


図 4.24　沈砂池流入口と流出口での懸濁態リン濃度の経時変化 (降雨イベント 2006 年 1 月 12 日)

から懸濁態栄養塩が流出していることがわかる．流出口での懸濁態栄養塩濃度は浮遊土砂濃度に応じた増減傾向を示しており，浮遊土砂が沈砂池を通過することによる懸濁態栄養塩濃度の変化であると考えられる．ゆえに，沈砂池集水域から浮遊土砂にともなって沈砂池へ流入した懸濁態栄養塩は，浮遊土砂とともに沈砂池を流下して流出口へ到達し，沈砂池集水域外へ流出しているといえる．

懸濁態リンの場合，13 日 13:30 と 14:30 付近のピークは浮遊土砂濃度のピークとそれぞれ対応しており，懸濁態リンと浮遊土砂との相関関係に起因するものであることが示唆される．これに対し，懸濁態窒素濃度のピークは浮遊土砂濃度のピークと一致せず，浮遊土砂濃度より遅延する傾向を示した．

流出口での懸濁態窒素濃度および懸濁態リン濃度は流入口での濃度より小さい値を示している．沈砂池通過によって懸濁態栄養塩濃度は低下したといえる．この原因には沈砂池貯水による希釈作用のほかに，浮遊土砂の捕捉にともなう懸濁態栄養塩の捕捉の影響が考えられる．

流出継続期間終了前の数日間に懸濁態窒素濃度および懸濁態リン濃度が増加傾向を示し，沈砂池への栄養成分の流入による微生物の繁殖の影響が示唆される．

4.3.8.2　沈砂池での懸濁態栄養塩の捕捉量および捕捉率

沈砂池での懸濁態栄養塩の流入負荷量と流出負荷量より，懸濁態栄養塩の沈砂池への流入量および沈砂池からの流出量を求めた．沈砂池での浮遊土砂の流入出期間中における懸濁態栄養塩収支を表 4.9 に示す．また，比較のため浮遊土砂収支を表 4.10 に示す．

表 4.9 より，懸濁態栄養塩の捕捉量は，懸濁態窒素で 226 kg，懸濁態リンで 1.6 kg とな

表 4.9 沈砂池での懸濁態栄養塩収支

懸濁態窒素 [kg]				懸濁態リン [kg]			
流入量	流出量	捕捉量	捕捉率 [%]	流入量	流出量	捕捉量	捕捉率 [%]
244	18	226	93	4.3	2.7	1.6	37

表 4.10 沈砂池での浮遊土砂収支

流入量 [kg]	流出量 [kg]	捕捉量 [kg]	捕捉率 [%]
8996	2799	6197	69

り，沈砂池での懸濁態栄養塩の捕捉が認められる．捕捉率は懸濁態窒素で 93%，懸濁態リンで 37% である．このことから，沈砂池は懸濁態栄養塩の流出防止にも役立っていることが認められる．

懸濁態栄養塩の捕捉率は成分ごとに異なる捕捉率である．また，表 4.10 より，浮遊土砂の捕捉率は 69% である．したがって，浮遊土砂，懸濁態窒素および懸濁態リンの 3 つの懸濁質成分はそれぞれ異なる捕捉率であることがわかる．捕捉率の大小関係は，懸濁態リン<浮遊土砂<懸濁態窒素，である．

懸濁態リンと浮遊土砂の捕捉率の大小関係については粒径の影響が考えられる．図 4.25 は流出口で採水した懸濁試料水に含まれる浮遊土砂の粒度分布である．土粒子への栄養成分の付着や吸着は土粒子表面の性質に依存すると考えられるため，粒子個数基準による粒径加積曲線を示した．グラフの縦軸は粒子個数基準による通過百分率である．図 4.25 より，粘土分やコロイド分などの微細粒子成分が多く含まれていることがわかる．リン成分の土壌固定は相互の荷電状態に応じたものであるため，リン成分は粘土分やコロイド分とよく反応していると考えられる．したがって，リン成分は個数としての存在率が大きい粘土分やコロイド分などの微細粒子成分に偏って分布していると考えられる．

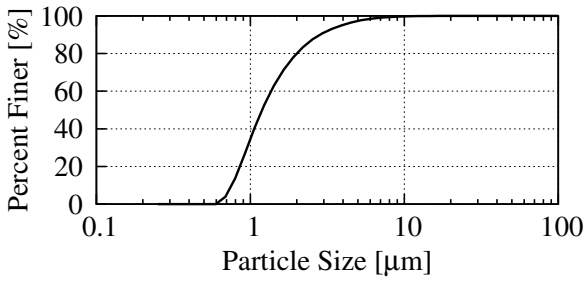


図 4.25　浮遊土砂の粒度分布 (流出口，2006 年 1 月 13 日 5:30 の懸濁試料水，縦軸は個数基準通過百分率)

また，粘土やコロイドといった微細粒子成分は沈砂池から流出しやすい成分であるため，懸濁態リン成分もともに沈砂池から流出するものと思われる．ゆえに，沈砂池での懸濁態リンの捕捉率は浮遊土砂の捕捉率より小さくなったと考えられる．第 3 章で示唆したとおり，浮遊土砂流出は溶存態リン流出にも影響を及ぼしていると考えられることから，土砂流出にともなったリン成分の流出防止対策は比較的困難であることが示唆される．このことから，リン成分の流出を防止するためには発生源対策が重要であるといえる．

懸濁態窒素の捕捉率が浮遊土砂の捕捉率より大きいことについての直接的要因は，懸濁態窒素の沈砂池からの流出濃度が流入濃度に比較して相当低いことである (図 4.23 参照)．懸濁態窒素の流出濃度が低い原因には，沈砂池における懸濁態窒素の捕捉のほかに，懸濁態窒素成分が懸濁質から溶出して無機態窒素などその他の形態に変化したことなどが考えられる．したがって，表 4.9 に示した懸濁態窒素の捕捉率は過大評価されていることが考えられる．また，懸濁態窒素の捕捉率が比較的高いという事実のみから推測すると，懸濁態窒素は沈降速度が大きい比較的粗大な成分として存在していたことが考えられる．これには，土壌中での窒素成分の存在形態が関与しているものと推測するが，上記の形態変化の可能性と併せて，本研究では測定対象外とした無機態栄養塩の測定を今後

行うことによって明らかにする必要がある．

第 4.3.6 項および第 4.3.7 項において，浮遊土砂流出防止に関する沈砂池の対策効果を浮遊土砂の捕捉率を指標として評価した．また，第 3 章において浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出との相関関係を示した．そこで，その相関関係を利用して，懸濁態栄養塩流出防止に関する沈砂池の対策効果を評価することが考えられる．しかし，とくに懸濁態リンの捕捉率が浮遊土砂の捕捉率と異なることから，相関関係を単純に適用したのでは評価の精度が劣ることが予想される．前段までで考察したように，懸濁態リンの捕捉率と浮遊土砂の捕捉率の相違には粒径の影響が示唆される．具体的には，浮遊土砂などの懸濁質の粒径ごとのリン成分の分布特性の影響ではないかと考えられる．本研究では現地調査による方法を実施してきたが，浮遊土砂などの懸濁質の粒径ごとの栄養塩分布特性の把握には向いていないため，今後，実験的な方法を取り入れた検討が必要である．

4.4　第 4 章のまとめ

土砂流出防止システムにおいて，沈砂池は順番的に最後の土砂流出防止対策であり，その対策効果を明らかにすることの重要性が高い．その場合に，沈砂池の対策効果を簡便に評価する方法の確立も望まれる．また，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出防止にも役立っていると考えられる．そこで本章では，現地調査で得たデータに基づき，浮遊土砂および懸濁態栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果を評価した．

浮遊土砂および懸濁態栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果は以下のとおりである．

- 沈砂池へ流入した懸濁水は，沈砂池通過により浮遊土砂濃度が低下する．これは，沈砂池での浮遊土砂の捕捉および沈砂池貯水による希釈が原因である．
- 降雨イベント終了後，数日間にわたり沈砂池からの浮遊土砂流出が継続し，沈砂池における懸濁長期化が確認された．調査を行った沈砂池集水域では，浮遊土砂流出にともないリン成分が流出しており，リン成分による微細粒子成分の沈積阻害が示唆された．過剰施肥の実態を考慮すると，営農における施肥管理は沈砂池の懸濁長期化を抑制し，沈砂池からの浮遊土砂流出の低減に寄与するものと推測される．
- 沈砂池貯水の時間平均流速を算定したうえで，比較的大きいシルト分の捕捉は可能であると評価できた．粘土分の捕捉は困難であると評価できた．また，限界平均流速と浮遊土砂の沈降速度を比較すると，浮遊土砂の沈積に関して限界平均流速は沈降速度よりも厳しい制限であると考えられた．したがって，流速管理は沈砂池の対策効果の向上にとって重要である．
- 沈砂池流入口と流出口における粒度分布の比較から，年間を通して通常に生起するような降雨規模である場合には，沈砂池での粗粒分の捕捉は可能であると考えられる．これに対し，細粒分は少雨量時でも沈砂池から流出する．したがって，沈砂池集水域からの浮遊土砂流出を現状よりも厳しく管理する場合には，現行の沈砂池設計では考慮されていない細粒分に対する対策が必要である．
- 沈砂池での土砂収支から，降雨イベントごとの浮遊土砂の捕捉率を算出した．表 4.5 に示すとおり，浮遊土砂の捕捉率は約 50% から約 90% までの範囲に分布し，沈砂池の具体的な対策効果を明らかにした．また，細粒分の土砂収支より，沈砂池では細粒分も捕捉されており，細粒分の捕捉率は約 50% から約 80% までの

範囲に分布した．さらに，懸濁水の流入が継続し沈砂池の貯水が流動している期間中にも細粒分は捕捉されていることがわかった．

- 沈砂池流出口での粒度分布の結果より，細粒分は沈砂池から流出することが示された．一方，沈砂池での細粒分収支の結果より，沈砂池では細粒分は捕捉される分もあることが示された．したがって，細粒分は沈砂池で捕捉されるものと，沈砂池から流出するものとの 2 成分あるといえる．この違いの原因として，沈砂池の構造に起因した流速分布の影響が考えられる．すなわち，遅い流れに乗った細粒分は捕捉され，速い流れに乗った細粒分は沈砂池から流出する細粒分の主体をなすものと思われる．
- 本研究によって実測された数多くの浮遊土砂の粒度分布に基づき，水平流理想沈殿池を仮定して沈砂池の浮遊土砂捕捉率を算定した．その結果，捕捉率は約 30% から約 80% の範囲に分布することがわかった．
- 沈砂池における懸濁態栄養塩の捕捉が認められた．このことから，土砂流出防止対策である沈砂池は懸濁態栄養塩の流出防止にも役立つといえた．
- 浮遊土砂，懸濁態窒素および懸濁態リンの捕捉率には，懸濁態リン<浮遊土砂<懸濁態窒素，という大小関係が示された．リン成分は個数としての存在率が大きい粘土分やコロイド分などの微細粒子成分に偏って分布していると考えられ，加えて，粘土やコロイドといった微細粒子成分は沈砂池から流出しやすい成分であるため，懸濁態リンの捕捉率は浮遊土砂の捕捉率より小さくなったと考えられる．浮遊土砂流出は溶存態リン流出にも影響を及ぼしていると考えられることから (第 3 章を参照)，土砂流出にともなったリン成分の流出防止対策は比較的困難であることが

示唆される．リン成分の流出を防止するためには発生源対策が重要であると思われる．このようなことから，懸濁態リンに対する沈砂池の対策効果を評価するためには，浮遊土砂などの懸濁質の粒径ごとのリン成分の分布特性を把握することが必要であると考えられた．一方，懸濁態窒素の捕捉率が浮遊土砂の捕捉率より大きいことについての明確な理由は調査結果からは得られなかったが，沈砂池における懸濁態から無機態への形態変化などを考慮することが必要と思われる．

また，沈砂池の対策効果を簡便に評価する方法を検討し，以下の知見を得た．

- 沈砂池の対策効果を評価するため，沈砂池における浮遊土砂の捕捉率と出水時回転率との関係を検討した．出水時回転率とは，降雨時の流入水量と貯水容量との比である．出水時回転率は簡単な無次元量であることが重要な性質である．
- 沈砂池での浮遊土砂捕捉率は出水時回転率に従った変化を示した．すなわち，出水時回転率が増大すると捕捉率は低下し，出水時回転率が減少すると捕捉率は上昇する傾向を示した．沈砂池の浮遊土砂捕捉率は出水時回転率により評価できるといえた．
- 浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係は，沈砂池とダム貯水池とで類似した．沈砂池とダム貯水池とでは規模や形状が異なることから，出水時回転率は浮遊土砂の捕捉現象に関して相似関係を成立させる性質を持った無次元量であると推測された．出水時回転率は無次元量であるため，捕捉率と出水時回転率の関係を規模や大きさの異なる沈砂池に対しても汎用的に適用することができる．
- 現行の沈砂池の計画・設計で考慮されていない降雨出水量 (沈砂池への流入水量)

を考慮すれば，沈砂池の出水時回転率が得られる．したがって，降雨出水量を把握して出水時回転率を求めれば既設沈砂池の浮遊土砂捕捉率を評価できる．また，新規に沈砂池を計画する場合においては，当該地域の水質保全目標に応じた沈砂池での浮遊土砂捕捉率の目標値に対する出水時回転率の計画値を定め，計画雨量から得た降雨出水量を加味して沈砂池の容量を決定することができる．このような実用的な応用を考えると，捕捉率と出水時回転率の関係をより定量的な形で得なければならない．

- 出水時回転率は降雨出水量と貯水容量に基づく既知量である．したがって，捕捉率と出水時回転率の関係を与えることにより，沈砂池の対策効果を事前にかつ簡便に評価できる．このことは，沈砂池を末端に有した土砂流出防止システムによる計画的な土砂管理に役立ち，土砂流出防止対策整備事業の事業効果の事前評価に寄与するものである．
- 今後の発展として，浮遊土砂の捕捉を増大させるための水制などの付加対策によって，捕捉率と出水時回転率の関係がどのように変化するのかを明らかにすることにより，付加対策の効果を出水時回転率を用いて定量的に評価することが考えられる．

本章全体を通した今後の課題として，沈砂池の流動場の解析を挙げる．その基本的な根拠は，沈砂池貯水の流動状態および流速分布は沈砂池の対策効果を向上させるうえで重要な知見となるからである．つまり，水平流理想沈殿池にもっとも近い流動場を得られる沈砂池の構造決定に役立つ．また，捕捉率と出水時回転率の関係が図 4.16 のように

示されるのは何故なのかを解明することにも役立つ．このような実用面を念頭に，降雨や流域の性質に応じた流量，浮遊土砂濃度および粒度分布の経時変化を考慮して沈砂池の流動場を解析する必要がある．

第 5 章

結論

本論では，沖縄県の土砂流出防止対策事業の事業効果の評価を背景に，畑地帯における浮遊土砂および栄養塩流出防止対策の対策効果を評価するため，浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係および沈砂池の対策効果について検討してきた．浮遊土砂流出と栄養塩流出の関係に関しては，浮遊土砂流出に伴い懸濁態栄養塩が流出していることを明らかにした．このことから，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出防止にも寄与することが推測された．沈砂池の対策効果に関しては，沈砂池は浮遊土砂と懸濁態栄養塩の流出を防止することを明らかにした．さらに，出水時回転率を用いて沈砂池の浮遊土砂捕捉率を簡便に評価できることを示した．出水時回転率は一降雨の出水量と沈砂池容量との比である．以上のことから，本研究のまとめとして，沈砂池に着目すると，総じて畑地帯における浮遊土砂および栄養塩流出防止対策は浮遊土砂および懸濁態栄養塩の流出防止に寄与するものである．ただし，対策効率は降雨出水量や浮遊土砂の粒度分布に応じて変化する．対策効果の事前評価および対策効率の向上のため，雨量 (降雨出水量) や浮遊土砂の粒度

分布を考慮した沈砂池の容量および構造決定が重要である．

本論の各章において得られた具体的な結果と今後の課題を以下にまとめる．

第 2 章

本研究における各種の解析に用いるデータを取得するため，畑地帯の沈砂池集水域において浮遊土砂流出に関する現地調査を実施した．調査期間は 2004 年 5 月から 2006 年 12 月までであった．

また，調査で得たデータ整理を兼ねて浮遊土砂流出の概要を把握するため，得られたデータを用いて浮遊土砂流出特性について検討した．さらに，沈砂池の対策効果を評価する資料を得るため，浮遊土砂の粒度分布の分類と降雨出水量に関する解析を行った．これらの検討結果や解析結果についての具体的な内容は以下のとおりである．

- 降雨時，沈砂池集水域末端部での浮遊土砂濃度が増大した．これは，畑地の土壌侵食に伴った浮遊土砂の流出によるものであることが確認された．
- 沈砂池集水域末端部における浮遊土砂濃度は雨量や流量の経時変化に応じて変化し，それらと同様の増減傾向を示した．このような浮遊土砂濃度の変化は，畑地における土壌侵食量が降雨強度や表面流出水の流量により変化することが原因といえる (翁長, 1986; 日下ら, 1981)．
- 流量と浮遊土砂の負荷量との関係 (LQ 関係) が認められた．ただし，浮遊土砂流出が裸地畑の影響を強く受けたときには，LQ 関係は異なった．裸地畑の影響があった結果を除くと，LQ 関係は，一般的に用いられている LQ 式 (式 2.1) により記述

可能であった．さらに，LQ 式の b 値に関して，既往の研究にみられるように，本研究結果についても $b = 2.0$ とできることが認められた．

- 浮遊土砂流出量に対しては総雨量の影響が強いことがわかった．これは，総雨量が降雨エネルギーと高い相関関係にあることが原因であった．
- 調査期間中に得られた約 700 の粒度分布より，浮遊土砂の構成成分は細砂分，シルト分および粘土・コロイド分であった．第 4 章における沈砂池の対策効果の評価に関する解析に用いるため，得られた粒度分布を 6 種に分類した．浮遊土砂の粒度分布は沈砂池の対策効果を左右する重要な性質であり，沈砂池の対策効果を評価するうえで欠かせないデータを得ることができた．
- 降雨出水量は沈砂池の容量決定や対策効果の評価に役立つものであるといえる．そこで，調査地とした沈砂池集水域における降雨出水量を把握するため，総流出率と総雨量の関係を解析し，また調査地域に推定される 10 年確率日雨量を概算した．その結果，総流出率 f と総雨量 R との関係式として，$f = 1 - 2.6/R^{1/3}$ を決定した．また，付近のアメダス観測値を解析し，10 年確率日雨量 200 mm を得た．一降雨イベントの総雨量が日雨量に相当するとした場合，10 年確率日雨量 200 mm に対する降雨出水量 49284 m^3 が推定される．この降雨出水量は調査沈砂池容量 (9200 m^3) の 5.4 倍である．

第 3 章

沖縄県の畑地帯に整備される各種の土砂流出防止対策は，本来，栄養塩流出防止を考慮したものではないが，土壌侵食に伴った懸濁態栄養塩の流出防止に役立っていることが考えられる．そこで，沖縄県の畑地帯における懸濁態栄養塩の流出状況と，浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出の関係を把握するため，沈砂池集水域において現地調査を行った．なお，本章で得られたデータの一部は第 4 章での解析に用いられる．

その結果，降雨時には，平水時よりも高い栄養塩濃度が観測された．また，懸濁態栄養塩濃度の経時変化は浮遊土砂濃度と同様の増減傾向を示したことから，畑地の土壌侵食による浮遊土砂流出にともない懸濁態栄養塩が流出していると考えられた．沈砂池集水域からの栄養塩濃度は河川流域よりも高く，畑地帯から流出した栄養塩は河川流下過程で濃度が低下し，海域へ到達していると考えられた．浮遊土砂と栄養塩の流出は海域栄養塩濃度の上昇に寄与しており，海域の水質環境保全を検討するならば畑地帯における浮遊土砂と栄養塩の流出防止対策が必要である．

懸濁態とトータルの栄養塩濃度の関係より，畑地から流出する栄養塩のうち，窒素成分では約 8 割，リン成分では約 7 割が懸濁態であることがわかった．このことから，懸濁態栄養塩は畑地帯における栄養塩の主な流出形態であり，水質保全において第一に流出を防止すべき成分といえる．また，浮遊土砂と懸濁態栄養塩とは高い相関関係にあり，とくに，負荷量で評価した場合の相関が高かった．以上のことから，畑地帯の土砂流出防止対策による浮遊土砂の流出防止は懸濁態栄養塩の流出防止にとっても重要であるといえる．懸濁態栄養塩の流出防止に加えてさらに栄養塩の流出抑制が求められる場合には

溶存態栄養塩の流出防止対策を検討する必要がある．調査結果によると，浮遊土砂濃度の増減に応じて溶存態栄養塩濃度にも変化があらわれた．このことから，溶存態栄養塩流出に対する浮遊土砂流出の影響が示唆されたが，無機態栄養塩を測定していないため正確な評価には至っていない．ただ，本研究で供試した溶存態試料水には多数の微細粒子成分が含まれていることが確認されたため，土壌へのリン固定の関係からして，溶存態リンの流出については浮遊土砂に含まれる微細粒子成分の影響を考慮すべきと思われる．

第 4 章

土砂流出防止システムにおいて，沈砂池は順番的に最後の土砂流出防止対策であり，その対策効果を明らかにすることの重要性が高い．その場合に，沈砂池の対策効果を簡便に評価する方法の確立も望まれる．また，第 3 章で示された浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出との関係からして，土砂流出防止対策は懸濁態栄養塩の流出防止にも役立っていると推測される．そこで，浮遊土砂および懸濁態栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果を評価した．

浮遊土砂および懸濁態栄養塩の流出防止に関する沈砂池の対策効果は以下のとおりである．

- 沈砂池へ流入した懸濁水は，沈砂池通過により浮遊土砂濃度が低下する．これは，沈砂池での浮遊土砂の捕捉および沈砂池貯水による希釈が原因である．
- 降雨イベント終了後，数日間にわたり沈砂池からの浮遊土砂流出が継続し，沈砂池における懸濁長期化が確認された．調査を行った沈砂池集水域では，浮遊土砂流出

にともないリン成分が流出しており，リン成分による微細粒子成分の沈積阻害が示唆された．過剰施肥の実態を考慮すると，営農における施肥管理は沈砂池の懸濁長期化を抑制し，沈砂池からの浮遊土砂流出の低減に寄与するものと推測される．

- 沈砂池貯水の時間平均流速を算定したうえで，比較的大きいシルト分の捕捉は可能であると評価できた．粘土分の捕捉は困難であると評価できた．また，限界平均流速と浮遊土砂の沈降速度を比較すると，浮遊土砂の沈積に関して限界平均流速は沈降速度よりも厳しい制限であると考えられた．したがって，流速管理は沈砂池の対策効果の向上にとって重要である．
- 沈砂池流入口と流出口における粒度分布の比較から，年間を通して通常に生起するような降雨規模である場合には，沈砂池での粗粒分の捕捉は可能であると考えられる．これに対し，細粒分は少雨量時でも沈砂池から流出する．したがって，沈砂池集水域からの浮遊土砂流出を現状よりも厳しく管理する場合には，現行の沈砂池設計では考慮されていない細粒分に対する対策が必要である．
- 沈砂池での土砂収支から，降雨イベントごとの浮遊土砂の捕捉率を算出した．表 4.5 に示すとおり，浮遊土砂の捕捉率は約 50% から約 90% までの範囲に分布し，沈砂池の具体的な対策効果を明らかにした．また，細粒分の土砂収支より，沈砂池では細粒分も捕捉されており，細粒分の捕捉率は約 50% から約 80% までの範囲に分布した．さらに，懸濁水の流入が継続し沈砂池の貯水が流動している期間中にも細粒分は捕捉されていることがわかった．
- 沈砂池流出口での粒度分布の結果より，細粒分は沈砂池から流出することが示された．一方，沈砂池での細粒分収支の結果より，沈砂池では細粒分は捕捉される分

もあることが示された．したがって，細粒分は沈砂池で捕捉されるものと，沈砂池から流出するものとの 2 成分あるといえる．この違いの原因として，沈砂池の構造に起因した流速分布の影響が考えられる．すなわち，遅い流れに乗った細粒分は捕捉され，速い流れに乗った細粒分は沈砂池から流出する細粒分の主体をなすものと思われる．

- 本研究によって実測された数多くの浮遊土砂の粒度分布に基づき，水平流理想沈殿池を仮定して沈砂池の浮遊土砂捕捉率を算定した．その結果，捕捉率は約 30% から約 80% の範囲に分布することがわかった．
- 沈砂池における懸濁態栄養塩の捕捉が認められた．このことから，土砂流出防止対策である沈砂池は懸濁態栄養塩の流出防止にも役立つといえた．
- 浮遊土砂，懸濁態窒素および懸濁態リンの捕捉率には，懸濁態リン<浮遊土砂<懸濁態窒素，という大小関係が示された．リン成分は個数としての存在率が大きい粘土分やコロイド分などの微細粒子成分に偏って分布していると考えられ，加えて，粘土やコロイドといった微細粒子成分は沈砂池から流出しやすい成分であるため，懸濁態リンの捕捉率は浮遊土砂の捕捉率より小さくなったと考えられる．浮遊土砂流出は溶存態リン流出にも影響を及ぼしていると考えられることから (第 3 章を参照)，土砂流出にともなったリン成分の流出防止対策は比較的困難であることが示唆される．リン成分の流出を防止するためには発生源対策が重要であると思われる．このようなことから，懸濁態リンに対する沈砂池の対策効果を評価するためには，浮遊土砂などの懸濁質の粒径ごとのリン成分の分布特性を把握することが必要であると考えられた．一方，懸濁態窒素の捕捉率が浮遊土砂の捕捉率より

大きいことについての明確な理由は調査結果からは得られなかったが，沈砂池における懸濁態から無機態への形態変化などを考慮することが必要と思われる．

また，沈砂池の対策効果を簡便に評価する方法を検討し，以下の知見を得た．

- 沈砂池の対策効果を評価するため，沈砂池における浮遊土砂の捕捉率と出水時回転率との関係を検討した．出水時回転率とは，降雨時の流入水量と貯水容量との比である．出水時回転率は簡単な無次元量であることが重要な性質である．
- 沈砂池での浮遊土砂捕捉率は出水時回転率に従った変化を示した．すなわち，出水時回転率が増大すると捕捉率は低下し，出水時回転率が減少すると捕捉率は上昇する傾向を示した．沈砂池の浮遊土砂捕捉率は出水時回転率により評価できるといえた．
- 浮遊土砂捕捉率と出水時回転率の関係は，沈砂池とダム貯水池とで類似した．沈砂池とダム貯水池とでは規模や形状が異なることから，出水時回転率は浮遊土砂の捕捉現象に関して相似関係を成立させる性質を持った無次元量であると推測された．出水時回転率は無次元量であるため，捕捉率と出水時回転率の関係を規模や大きさの異なる沈砂池に対しても汎用的に適用することができる．
- 現行の沈砂池の計画・設計で考慮されていない降雨出水量 (沈砂池への流入水量) を考慮すれば，沈砂池の出水時回転率が得られる．したがって，降雨出水量を把握して出水時回転率を求めれば既設沈砂池の浮遊土砂捕捉率を評価できる．また，新規に沈砂池を計画する場合においては，当該地域の水質保全目標に応じた沈砂池での浮遊土砂捕捉率の目標値に対する出水時回転率の計画値を定め，計画雨量

から得た降雨出水量を加味して沈砂池の容量を決定することができる．このような実用的な応用を考えると，捕捉率と出水時回転率の関係をより定量的な形で得なければならない．

- 出水時回転率は設計降雨と貯水容量に基づく既知量である．したがって，捕捉率と出水時回転率の関係を与えることにより，沈砂池の対策効果を事前にかつ簡便に評価できる．このことは，沈砂池を末端に有した土砂流出防止システムによる計画的な土砂管理に役立ち，土砂流出防止対策事業の事業効果の事前評価に寄与するものである．
- 今後の発展として，浮遊土砂の捕捉を増大させるための水制などの付加対策によって，捕捉率と出水時回転率の関係がどのように変化するのかを明らかにすることにより，付加対策の効果を出水時回転率を用いて定量的に評価することが考えられる．

今後の課題

- 水平流理想沈殿池を仮定した沈砂池の対策効果の評価においては，沈砂池での浮遊土砂の捕捉率は粒度分布に応じて変化することが示された．一方，浮遊土砂の粒度分布には，降雨や流域の性質に応じた土壌侵食の変化があらわれていることが推測される．さらに，ひとつの降雨イベント期間中でも粒度分布は経時変化していることが考えられる．このような粒度分布の変化を考慮した場合，本研究で行った定常状態での水平流理想沈殿池による沈砂池の対策効果の評価の精度は低

下するといえる．また，以下に述べるように，沈砂池の流動場を非定常解析することを考慮すると，粒度分布の経時変化を把握しておくことが望ましい．これまでの調査により多数の粒度分布を得ることができたが，降雨や流域のどのような性質が影響しているかについては検討していない．また，粒度分布の経時変化についても然りである．したがって，水平流理想沈殿池を仮定した沈砂池の対策効果の評価の精度を向上させるためにも，粒度分布と降雨や流域の性質との関係を解析し把握することが必要である．

- 降雨イベントの発生時期や集水域の違いによって浮遊土砂流出と懸濁態栄養塩流出との相関関係が異なった．この相関関係の相違は，土壌中の栄養塩の状態や量が時期や場所 (一筆ほ場ごと) により異なることが原因であると推測される．それには営農 (とくに施肥) が深く関与していると思われることから，栄養塩流出と営農状況との関連性を検討することが必要である．
- 浮遊土砂には溶存態に区分される微細粒子が多数含まれていたことから，溶存態栄養塩の流出に浮遊土砂流出が関与していることが推測される．溶存態栄養塩の流出に対する浮遊土砂流出の影響を確かめるため，無機態成分 (NO_3-N，NO_2-N，NH_4-N，PO_4-P) の測定が必要である．
- 土砂流出防止対策は浮遊土砂の粒径ごとに対策効果が異なる．沈砂池についていえば，一部のシルト分は捕捉されるが，粘土・コロイド分や比較的微細なシルト分は沈砂池から流出しやすい．仮に，浮遊土砂など懸濁質の粒径ごとに栄養塩分布量が偏っていた場合，栄養塩の捕捉はその偏り具合に応じたものとなり，浮遊土砂の捕捉との直接的な関連性が弱くなるといえる．本研究で示した一例では，懸濁

態リンの捕捉率は浮遊土砂の捕捉率より小さかった．したがって，懸濁態栄養塩の流出を計画的に防止するためには懸濁質の粒径に応じた栄養塩分布特性の把握が不可欠と思われる．しかし，その解析には現地調査による方法は向いていないため，今後，実験的方法を検討することが必要である．

- 第 4 章全体を通した今後の課題として，沈砂池の流動場の解析を挙げる．その基本的な根拠は，沈砂池貯水の流動状態および流速分布は沈砂池の対策効果を向上させるうえで重要な知見となるからである．つまり，水平流理想沈殿池にもっとも近い流動場を得られる沈砂池の構造決定に役立つ．また，捕捉率と出水時回転率の関係が図 4.16 のように示されるのは何故なのかを解明することにも役立つ．このような実用面を念頭に，降雨や流域の性質に応じた流量，浮遊土砂濃度および粒度分布の経時変化を考慮して沈砂池の流動場を解析する必要がある．

謝辞

鹿児島大学大学院連合農学研究科における研究成果を博士論文としてまとめるにあたり，多くの方々からご指導，ご鞭撻，ご協力を賜りました．

琉球大学農学部吉永安俊教授には，私の主指導教員として，終始懇切なご指導，ご助言をいただき，ここに深謝の意を記します．また，本研究科入学に際して，私の相談に快く対応していただいたことが，現在に結びついています．誠にありがとうございました．

琉球大学農学部酒井一人教授には，私の副指導教員として，常に的確なご指導をいただき，ここに感謝の意を記します．教育熱心な研究者としての印象を強く抱いており，見習うべきことでありました．

宮崎大学農学部秋吉康弘教授には，私の副指導教員として，具体的な事例紹介とともに貴重な意見および熱意のあるご指導をいたただき，ここに感謝の意を記します．秋吉先生の現場目線の研究姿勢は，私自身の今後の励みとなるものでありました．

琉球大学農学部宜保清一教授には，ご多忙な中，本研究科の初期の頃における主指導教員として，多くのご指導，ご助力をいただきました．ここに，感謝の意を記します．

鹿児島大学農学部籾井和朗教授には，本論文における副査として，貴重なご指導，ご鞭撻を賜りました．ここに，感謝の意を記します．

宇都宮大学農学部大澤和敏准教授には，本研究の主体的活動でありました現地観測に対して多くのご指導，ご助力をいただき，誠にありがとうございました．大澤先生のバイタリティー溢れる研究活動は，大変励みになり，また学ぶべきものでした．

本研究を進めるにあたり，沖縄県農林水産部及び東京大学より観測機器の一部を提供していただきました．ここに記して感謝申し上げます．

琉球大学農学部利水工学研究室の学生諸氏には，現地観測ならびにサンプルの分析など，様々な協力をいただき，ありがとうございました．

山城善安氏には，現地観測における多大な協力をいただきました．また，農業に関わる貴重なご意見をいただきました．ここに，深く感謝いたします．

両親および兄弟には，最後まで温かく見守っていただきました．ここに，深謝いたします．

宮良志乃さんには，長きにわたり苦楽をともに歩む中で，常に励ましの言葉をいただきました．ありがとうございました．

参考文献

Brune, Gunnar M. (1953) “TRAP EFFICIENCY OF RESERVOIRS,” *Transactions, American Geophysical Union*, Vol. 34, No. 3, pp. 407–418.

Bube, Kenneth P. and Stanley W. Trimble (1986) “REVISION OF THE CHURCHILL RESERVOIR TRAP EFFICIENCY CURVES USING SMOOTHING SPLINES,” *WATER RESOURCES BULLETIN*, Vol. 22, No. 2, pp. 305–309.

Cowen, William F. and G. Fred Lee (1976) “Phosphorus availability in particulate materials transported by urban runoff,” *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 48, No. 3, pp. 580–591.

Cowen, William F., Kannikar Sirisinha, and G. Fred Lee (1976) “Nitrogen availability in urban runoff,” *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 48, No. 2, pp. 339–345.

Crossland, C. J. (1982) “DISSOLVED NUTRIENTS IN REEF WATERS OF SESOKO ISLAND, OKINAWA: A PRELIMINARY STUDY,” *Galaxea*, Vol. 1, No. 2, pp. 47–54.

Cunnane, C. (1978) “UNBIASED PLOTTING POSITIONS—A REVIEW,” *Journal of Hy-*

drology, Vol. 37, pp. 205–222.

土木学会環境工学委員会（編）(2004)『環境工学公式・モデル・数値集』，土木学会，第 1 版.

土木学会水理委員会（編）(1985)『水理公式集――昭和 60 年版――』，230 頁，土木学会.

Dorich, R. A., D. W. Nelson, and L. E. Sommers (1980) “Algal Availability of Sediment Phosphorus in Drainage Water of the Black Creek Watershed,” *Journal of Environmental Quality*, Vol. 9, No. 4, pp. 557–563.

福島忠雄・河村宣親 (1989) 「急傾斜樹園地における栄養塩類の流出特性に関する調査研究」，『農業土木学会論文集』，75–82 頁．No.142.

箱石憲昭 (2000) 「ダム貯水池の土砂管理に関する研究」，『土木技術資料』，第 42 巻，第 4 号，34–39 頁.

橋本健治 (1993) 『反応工学』，第 8 章，培風館.

Hazen, Allen (1904) “On Sedimentation,” *TRANSACTIONS OF THE AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS*, Vol. LIII, p. 63.

比嘉榮三郎・仲宗根一哉・大見謝辰夫・満本裕影 (2001) 「沖縄島の河川河口から海域への SS 及び栄養塩の流出」，『沖縄県衛生環境研究所報』，第 35 号，111–119 頁.

日野幹雄 (1983) 『明解 水理学』，207–209 頁，丸善.

星清 (1998) 「水文統計解析」，『開発土木研究所月報』，第 540 号，31–63 頁，5 月.

Ingersol, A. C., J. E. McKee, and N. H. Brooks (1955) “Fundamental concepts of rectangular

settling tanks," *Proc. ASCE*, Vol. 81, No. 590, pp. 1–27.

石黒宗秀 (1994) 「土壌中の溶質移動におよぼす粗間隙の影響」,『日本土壌肥料学雑誌』, 第 65 巻, 第 3 号, 349–356 頁.

石川裕也・吉永安俊・酒井一人・仲村渠将 (2007) 「ウッドチップを充填させた浸透トレンチによる赤土等流出防止に関する研究」,『日本雨水資源化システム学会第 15 回研究発表会講演要旨集』, 57–62 頁, 日本雨水資源化システム学会.

柏井条介 (2001) 「ダム貯水池における細粒成分の捕捉率に関する一考察」,『ダム技術』, 第 181 号, 21–28 頁.

川上謙太郎 (1962) 「河川洪水のピーク流量に関する研究」,『土木学会論文集』, 第 79 号, 1–14 頁.

日下達朗・田中宏平・藤田則之・四ヶ所四男美 (1981) 「表層流に対する粘性土壌の抵抗条件と侵食量——雨水流による土壌の侵食特性（II）——」,『農業土木学会論文集』, 1–7 頁. No.92.

李鎮榮 (2002) 「石川市における生活・産業と水質環境——II 栄養塩の流出予測——」,『平成 13 年度内閣府委託調査研究サンゴ礁に関する調査研究報告書』, 財団法人亜熱帯総合研究所, 110–118 頁.

三原真智人・坂本充 (1996) 「多肥集約畑地の土壌侵食に伴う富栄養化成分の流出」,『農業土木学会論文集』, 第 64 巻, 第 6 号, 127–134 頁. No.186.

三原真智人・上野貴司 (1999) 「畑地における土壌流亡と窒素およびリン成分の表面流

出」,『農業土木学会論文集』, 第 67 巻, 第 2 号, 7–14 頁. No.200.

村上健・藤木修・山田幸男 (1982) 「洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査」,『土木研究所資料』, 205–210 頁.

中嶋洋平・池田駿介・赤松良久・宮本泰章・山口悟司・戸田祐嗣 (2003) 「石垣島名蔵川における土砂・栄養塩の流出に関する現地観測」,『土木学会論文集』, 第 747 巻, 第 II-65 号, 173–185 頁.

仲宗根一哉・比嘉榮三郎・大見謝辰夫・安村茂樹・灘岡和夫 (2001) 「石垣島轟川の SS と栄養塩濃度」,『沖縄県衛生環境研究所報』, 第 35 号, 93–101 頁.

岡田孝一郎・中島仁美・藤村弘行・新垣雄光・棚原朗・大森保 (2005) 「Ferrozine 試薬を用いる高速液体クロマトグラフィーによる沖縄島沿岸海水中の鉄（II）の光化学的挙動の研究」, *BUNSEKI KAGAKU*, 第 54 巻, 第 9 号, 861–867 頁.

岡野眞久・金村秀敏・梅田信 (2003) 「微細粒土砂の貯水池内堆砂対策検討への一方向多層流モデルの適用」,『平成 14 年度ダム水源地環境技術研究所所報』, 38–45 頁.

沖縄県文化環境部環境保全課（編） (2004,2005,2006) 『流域赤土流出防止対策調査――農地における赤土等流出危険度調査――』, 沖縄県文化環境部環境保全課.

沖縄県農林水産部（編） (1995) 『土地改良事業における赤土等流出防止対策設計指針』, 沖縄県農林水産部.

――― (2004) 『沖縄県の農業農村整備（平成 16 年度版）』, 沖縄県農林水産部.

――― (2005) 『水質保全対策事業 (耕土流出防止型) 計画設計の手引き』, 沖縄県農林水

産部.

——— (2006a)『花き栽培要領』，1–24 頁，沖縄県農林水産部.

——— (2006b)『沖縄県野菜栽培要領』，1 頁，沖縄県農林水産部.

——— (2006c)『沖縄県の農業農村整備（平成 17 年度版）』，沖縄県農林水産部.

——— (2007)『沖縄県の農業農村整備（平成 18 年度版）』，沖縄県農林水産部.

大見謝辰夫・仲宗根一哉・満本裕彰・上原睦男・大城哲 (2000)「赤土汚染がサンゴに及ぼす影響」，『全国公害研会誌』，第 25 巻，第 2 号，23–28 頁.

大見謝辰夫 (2003)「SPSS 簡易測定法とその解説」，『沖縄県衛生環境研究所報』，第 37 号，99–104 頁.

大見謝辰夫・仲宗根一哉・満本裕彰・比嘉榮三郎 (2003)「陸上起源の濁水・栄養塩類のモニタリング手法に関する研究」，『平成 14 年度内閣府委託調査研究サンゴ礁に関する調査研究報告書』，財団法人亜熱帯総合研究所，86–102 頁.

翁長謙良 (1986)「沖縄島北部地方における土壌侵食の実証的研究」，『琉球大学農学部学術報告』，第 33 号，111–209 頁.

大澤和敏・酒井一人・吉永安俊・田中忠次・島田正志 (2004)「農業流域での多点同時観測による浮遊土砂動態の検討」，『農業土木学会論文集』，第 72 巻，第 1 号，101–108 頁. No.229.

大澤和敏・池田駿介・高椋恵・酒井一人 (2006)「農地主体の小流域に対応した侵食・土砂流出モデルの構築」，『水工学論文集』，第 50 巻，1027–1032 頁.

酒井一人・吉永安俊・島田正志・翁長謙良 (1999) 「浮遊土砂流出解析モデルにおける時変パラメータの検討」,『農業土木学会論文集』, 第 67 巻, 第 3 号, 43–51 頁. No.201.

酒井一人・大澤和敏・吉永安俊 (2005) 「斜面侵食モデルの概念を取り入れた浮遊土砂流出解析モデルの改良」,『水文・水資源学会誌』, 第 18 巻, 第 3 号, 274–280 頁.

坂元慶行・石黒真木夫・北川源四郎 (1983) 『情報量統計学』, 共立出版, 第 1 版.

櫻井寿之・柏井条介・大黒真希 (2002) 「日本の多目的ダム貯水池における微細粒子土砂の捕捉と堆積」,『大ダム』, 第 181 号, 30–40 頁.

反町雄二 (1999) 「流砂系での土砂管理の考え方」,『土木技術資料』, 第 41 巻, 第 7 号, 38–41 頁.

末継淳・佐藤孝・金田吉弘・佐藤敦 (2003) 「土壌-水系におけるコロイド担体輸送」,『農業土木学会論文集』, 第 71 巻, 第 6 号, 135–142 頁. No.228.

高井康雄・三好洋 (1977) 『土壌通論』, 36–37 頁, 朝倉書店.

丹保憲仁・小笠原紘一 (1985) 『浄水の技術——安全な飲み水をつくるために——』, 技報堂.

Wilkinson, Clive (2004) *STATUS OF CORAL REEFS OF THE WORLD 2004*, Vol. 1, pp. 19–30: Australian Institute of Marine Science.

山下祐司・足立泰久 (2004) 「ガラスビーズ及び鹿沼土カラムを通過するモデルコロイド粒子の輸送に対するコロイド安定性及び間隙径の影響」,『農業土木学会論文集』, 第 72 巻, 第 5 号, 75–81 頁. No.233.

安田郁子・奥川光治・高倉盛安 (1996) 「濁水流入がダム湖の植物プランクトンにおよぼす影響」,『水環境学会誌』, 第 19 巻, 第 10 号, 811–820 頁.

吉永安俊・翁長謙良 (1986)『昭和 60 年度沖縄県委託調査赤土流出機構及び流出防止対策に関する調査研究報告書』, 64–71 頁, 沖縄県.

吉永安俊・翁長謙良・酒井一人 (1995) 「微細土粒子に対する沈砂マスの堆砂機能」,『農業土木学会誌』, 第 63 巻, 第 4 号, 37–42 頁.

吉永安俊・酒井一人・仲村渠将 (2001) 「沈砂池における利水の可能性に関する実験的研究」, *Journal of Rainwater Catchment Systems*, 第 7 巻, 第 1 号, 43–47 頁.

吉永安俊・酒井一人・渡嘉敷義浩 (2004) 「国頭マージ土壌の分散と凝集沈降に及ぼす化学肥料の影響に関する研究」,『農業土木学会論文集』, 第 72 巻, 第 1 号, 63–69 頁. No.229.

付録 A

水平流理想沈殿池の捕捉率算定方法

A.1　はじめに

ここでは，水平流理想沈殿池，表面負荷率および沈降速度分布の概要を説明し，水平流理想沈殿池の捕捉率算定方法について解説する．

A.2　水平流理想沈殿池と表面負荷率

沈殿池は重力の作用によって水より重い懸濁質を水から沈降分離する操作を装置化したものである．土砂流出防止システムや浄水システムの沈殿池は水平流理想沈殿池を仮定して設計される．ここでは水平流理想沈殿池の概要を述べる．

水平流理想沈殿池は次の 3 つの仮定を満足するものである (土木学会環境工学委員会, 2004, p.18).

- 池内の流れ方向は水平，かつ，沈殿帯のすべての部分で流速が一定で，完全な押出

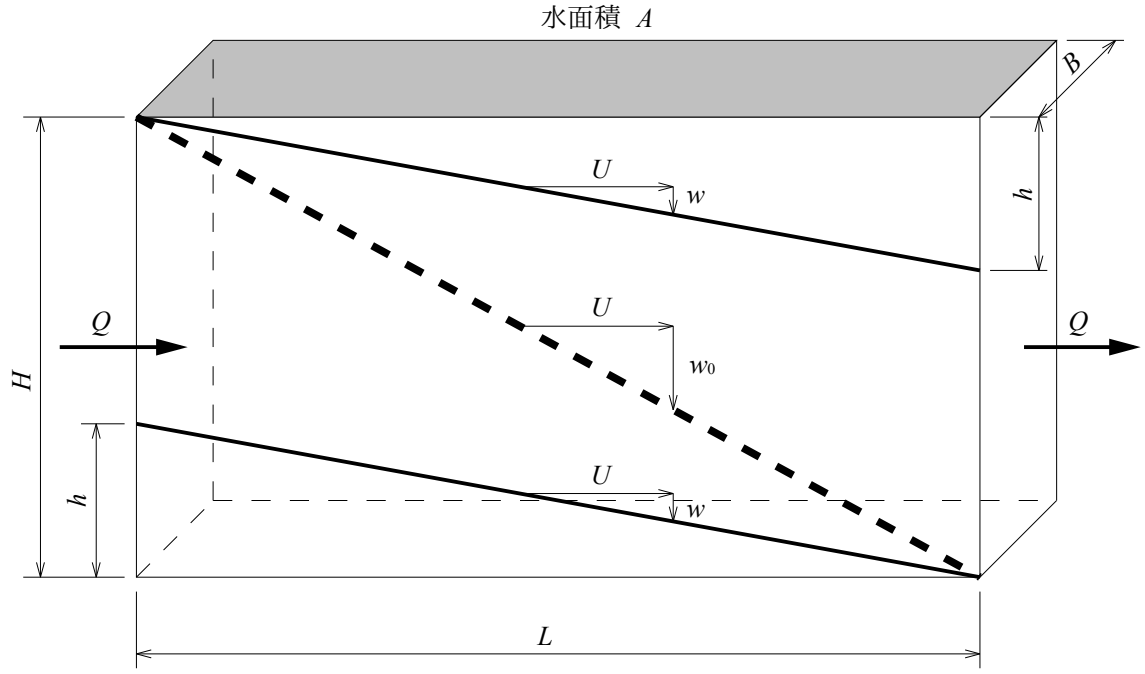


図 A.1　水平流理想沈殿池 (土木学会環境工学委員会, 2004, p.18 を参考に作成)

し流れをなす.

- 流入帯から沈殿帯に流入する際，懸濁質は全水深を通して一様分布する.
- 沈積帯にいったん沈下した粒子の再浮上は起こらない.

これらの仮定のもと，図 A.1 に示したような矩形の水平流理想沈殿池について次の関係式が成り立つ (土木学会環境工学委員会, 2004, p.18).

$$w_0 = \frac{H}{t_0} = \frac{H}{L/U} = \frac{H}{L} \cdot \frac{Q}{BH} = \frac{Q}{BL} = \frac{Q}{A} \tag{A.1}$$

ここに，w_0:表面負荷率 (図中，破線のように沈降する粒子の沈降速度，overflow rate)，t_0:滞留時間，H:水深，L:沈殿帯の長さ，B:沈殿帯の幅，U:水平流速，Q:流量である．また，h は沈降速度 w ($< w_0$) の粒子の沈降距離である．なお，滞留時間 t_0 は，図中の破線の沈降軌跡で沈降する粒子が池底まで沈降するのに要す時間とも等しい.

式 A.1 より，表面負荷率が $w_0 = Q/A$ の関係から求まることが分かる．表面負荷率は，水面積 A の沈殿池に流量 Q を流すような場合に，その沈殿池で 100% 除去できる最小の粒子の沈降速度を示している．さらに，表面負荷率の関係式 $w_0 = Q/A$ には深さ方向の次元をもつ量が含まれないことが特徴である．図 A.1 より，水平流理想沈殿池では沈降速度が w_0 以上である粒子はすべて捕捉される．また，図 A.1 を参考に，沈降速度 w の粒子の捕捉率は w/w_0 となる (Hazen, 1904)．沈殿池で処理する懸濁質の粒度分布が既知ならば，その粒度分布をもとに以下に述べる方法で懸濁質の沈降速度分布を求め，表面負荷率 w_0 を勘案して沈殿池の捕捉率を求めることができる．このように，表面負荷率は実際の水平流式沈殿池の理論上の性能を示す指標となっている (丹保・小笠原, 1985, p.65)．

A.3　沈降速度分布

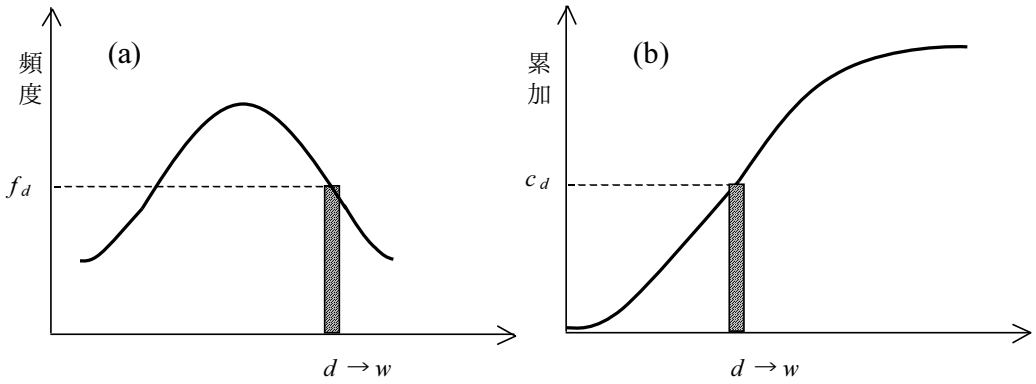
沈降速度分布とは，沈降速度が異なる粒子を含んだ粒子群について，ある沈降速度を示す粒子の割合を示すものである．水平流理想沈殿池のような流動場では，適当な沈降法則に基づいて粒子の沈降速度を求めることができる．したがって，懸濁質の粒度分布が既知であれば，各粒径を対応する沈降速度に置き換えることで沈降速度分布を得ることができる．また，粒度分布と同様に，沈降速度分布を頻度曲線と累加曲線の両方で表現することができる．粒度分布から沈降速度分布を求める方法を図 A.2 に要約した．

A.4　表面負荷率と沈降速度分布を利用した沈殿池の捕捉率算定方法

水平流理想沈殿池を仮定した場合，沈降速度が表面負荷率より大きい粒子はすべて捕捉され，また沈降速度が表面負荷率より小さい粒子の捕捉率は w/w_0 である (図 A.1 参照)．よって，ある粒度分布をした粒子群に対する捕捉率は次式で求められる (図 A.3 参照)．

$$T.E. = \sum_{i=1}^{m-1} f_i \frac{w_i}{w_0} + \sum_{i=m}^{n} f_i \tag{A.2}$$

ここに，$T.E.$:捕捉率 (Trap Efficiency)，w_i:沈降速度，w_0:表面負荷率，f_i:沈降速度が w_i に区分される粒子の割合，および i:沈降速度区分である．なお，$i = m$ に区分される沈降速度 $w_{i=m}$ を表面負荷率 w_0 とした．



説明　適当な沈降法則にもとづいて横軸の粒径 d を沈降速度 w へ軸変換する．(a) の f_{d} は，沈降速度が w である粒子の頻度割合 [％] を示す．(b) の c_{d} は，沈降速度が w より小さい粒子の累加割合 [％] を示す．

図 A.2　粒度分布から沈降速度分布を求める方法 (丹保・小笠原, 1985, p.289 を参考に作成)

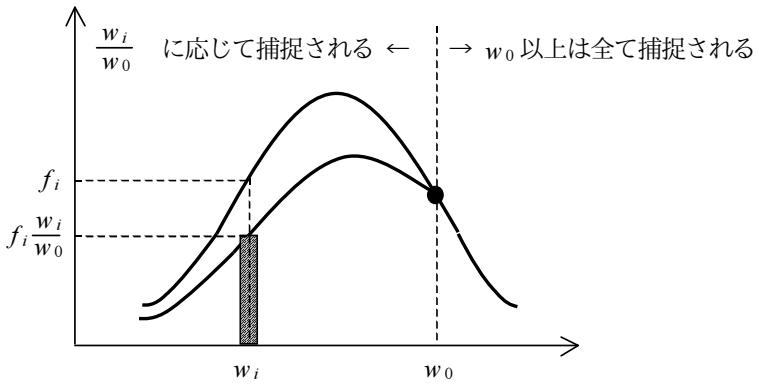


図 A.3　表面負荷率と沈降速度分布から沈殿池の捕捉率を求める方法 (丹保・小笠原, 1985, p.289 を参考に作成)