

紀の川の栄養塩類濃度特性に関する
数値解析的研究

平成 31 年 3 月

和歌山大学大学院システム工学研究科
日野 良太

Numerical Simulation study on nutritive concentration characteristics in the Kinokawa River

March 2019

Graduate School of Systems Engineering

Wakayama University

Ryota Hino

要旨

本研究では、紀の川流域における全窒素(TN)・全リン(TP)濃度特性を既存のモニタリングデータによって評価し、物質負荷量解析と河川水質解析を実施した。

第1章から第3章は、序章、流域の概要、研究方法を示し、第4章から第8章で紀の川流域の栄養塩類濃度に関する特性を検討するものである。

第4章：果樹栽培が盛んな紀の川流域を対象として、物質収支に基づいて公開情報から果樹園におけるTN・TP原単位を算出する方法について検討した。さらに、その適用性や有用性についての考察を行った。その結果、排出負荷量解析に十分利用可能なTN・TP原単位を算出できることがわかった。また、今回検討した方法では施肥量に応じたTN・TP原単位を算出できるため、施肥量管理による栄養塩類の流出抑制といった対策効果の検討も容易になることが示された。

第5章：農業活動が盛んな紀の川流域の中でも特に蜜柑、桃、柿などを栽培する果樹園が広く分布する支川の柘榴川流域を対象にモデル解析を実施して、果樹栽培が盛んな流域における栄養塩類、特にTNの負荷特性および河川水質特性について考察した。ここでは果樹園の施肥に伴う河川水質の影響を検討するために月別TN流達負荷量を算出する必要がある。そこで、流域からの季節毎のTN流達負荷量を算出することとした。果樹園からのTN排出負荷量は、全体の約79%を占め、月別では秋から春に増加することがわかった。その結果、河川のTN濃度は、果樹園からの季節毎のTN流達負荷量に左右されることが明らかとなった。

第6章：紀の川中流域のTP濃度特性を評価した。既存の水質モニタリングデータによると、1996年から2001年の間、中流域においてTP濃度が大きく上昇していた。そこで、この要因を明らかにするために、排出負荷量解析と河川水質解析を実施した。その結果、1996年から1999年の4年間に産業系TP排出負荷量が大幅に増加していたこと、2000年以降は産業系の製造品出荷額の減少および第5次水質総量規制の導入によりTP排出負荷量が少なくなっていたことが示された。さらに、河川水質解析により、中流域のTP濃度は流域からのTP排出負荷量および河川流量の影響を受けて変動しやすいことが示唆された。

第7章、第8章：紀の川における栄養塩類に係る問題として、藍藻類が発生する2-メチルイソボルネオール(2-MIB)による水道水の異臭味が挙げられる。既存の水質観測データでは、TP濃度が0.02mg/Lを超過した場合に2-MIB濃度が高くなる傾向が認められた。そこで、物質負荷量解析と河川水質解析を実施し、TP濃度の上昇を抑制する対策案を検討した。その結果、産業系のTP排出負荷量を抑制するために水質汚濁防止法の排水量の裾下げ規制を適用することで、約50%のTP排出負荷量削減効果があることが示された。TP流達負荷量と河川流量を対策することでTP濃度は年間平均で48%削減できる。48%の内訳として、TP流達負荷量の対策を行うことで45%、取水量を削減することで3%削減できることを示した。一方、灌漑期(6月12日から8月2日)を抜粋すると、TP濃度は46%削減できる。この内訳は、TP流達負荷量の対策を行うことで41%、取水量を削減することで5%削減できる。この結果より、紀の川上流域では、TP流達負荷量の削減効果が顕著であることが示された。

Abstract

Characteristics of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) concentrations in the Kinokawa River watershed were clarified by using existing monitoring data. Chapters 1 to 3 provide an introduction of the study, overview of the watershed and the study methods. Chapter 4 to 8 examine the characteristics of nutrient concentrations in the Kinokawa River watershed as follows.

Chapter 4: A method to calculate nutrient emission factors based on mass balance using available data from various data of orchards in the Kinowkawa River Watershed was examined. Evaluation of the applicability of the calculated emission factors showed the possibility of using this method to assess pollution load and river water quality. Moreover, an advantage of this method is that emission factors can be related to the amount of fertilizer applied. Thus, the reduction in nutrient runoff that can be expected from a reduction in the amount of fertilizer applied to the orchard can easily be calculated.

Chapter 5: Nitrogen load and river water chemistry in the fruit orchard-rich watershed of the Zakurogawa River were clarified by numerical simulation. By calculating the monthly emission factor of nitrogen in the orchard using the proposed method, seasonal variation of TN load from the watershed and TN concentration in the river can be simulated. The TN load from the orchard depends largely on fertilizer application and precipitation and accounted for about 79% of the total, with monthly loads being larger in the period from autumn to spring. Consequently, the TN concentration in the river was controlled by seasonal variation of TN load from the orchard.

Chapter 6: TP concentrations in the Kinokawa River were clarified using available monitoring data, and numerical analysis was conducted to examine mass loads and river water quality. The monitoring data showed that TP concentrations increased markedly in the middle reaches of the river from 1996 to 2001. The numerical analysis also indicated large increases in industrial TP loads from 1996 to 1999. On the other hand, it was shown that after 2000 decrease TP loads due to reductions in industrial shipments and promulgation of the fifth regulation of total maximum daily loading. These findings suggest that industrial TP loads and river flow rate both affect TP concentrations in the river.

Chapters 7 and 8: An off-flavor taste of tap water due to 2-methylisoborneol (2-MIB) derived from blue algae is one of the water quality problems associated with high nutrient loads in the Kinokawa River. Examination of available monitoring data shows that 2-MIB concentrations tend to increase when TP exceeds 0.02 mg/L. The mass load and river water quality analyses were employed in this study to examine the ways in which TP load in river runoff could be mitigated. The simulations suggest that TP mass load could be reduced by approximately half if the present drainage volume standards defined in the Water Pollution Control Law were more stringent. Applying the average reduction of TP runoff load and river flow rate of the simulated days shows a 48% decrease in TP concentration. The decrease achieved by TP runoff load control would be 45%, but the effect of water intake control would be only 3%. On the other hand, when focusing on the irrigation period (July 12 to August 2), TP concentration could be decreased by 46%, the contribution from TP runoff load control could be decreased by 41%, and that of water intake by 5%. This result suggests that controlling TP runoff load in this study area can be highly effective.

紀の川の栄養塩類濃度特性に関する数値解析的研究

目 次

第1章 序章

- 1.1 研究背景.....1
- 1.2 水質総量規制.....1
- 1.3 水道水の異臭味問題.....3
- 1.4 研究目的.....3

第2章 対象流域

- 2.1 地理・社会特性.....6
- 2.2 水質特性.....9

第3章 解析手法

- 3.1 概要.....11
- 3.2 流域メッシュモデルの作成.....12
 - 3.2.1 概要.....12
 - 3.2.2 メッシュの作成.....12
- 3.3 果樹園のTN・TP原単位(年間・月別)の算出.....15
 - 3.3.1 概要.....15
 - 3.3.2 果樹園におけるTN原単位算出方法.....16
 - 3.3.3 果樹園におけるTP原単位算出方法.....16
- 3.4 TN・TP排出負荷量の算定.....17
 - 3.4.1 生活系TN・TP排出負荷量の算定.....17
 - 3.4.2 産業系TN・TP排出負荷量の算定.....17
 - 3.4.3 面源TN・TP排出負荷量の算定.....18
 - 3.4.4 TN・TP排出負荷量の空間分布解析.....18
- 3.5 分布型水文流出モデルを用いた水流出解析.....19
 - 3.5.1 水流出モデルの変遷.....19
 - 3.5.2 分布型水流出モデルの概要.....20
 - 3.5.3 モデルの仮定.....21
 - 3.5.4 森林遮断蒸散サブモデル.....22
 - 3.5.5 浸透・蒸散サブモデル.....23
 - 3.5.6 斜面・河道流出サブモデル.....26

3.5.7	側方浸透流	27
3.5.8	国土数値情報	28
3.5.9	土地利用	29
3.5.10	河道網, 斜面勾配, 落水線	29
3.5.11	農業用水取水モデルの概要	30
3.5.12	還元率	31
3.5.13	農業用水取水量	32
3.5.14	上水取水量	33
3.6	マクロモデルを用いた流達負荷量解析	35
3.6.1	解析モデルの概要	35
3.6.2	点源TN・TP流達負荷量の算定	35
3.6.3	面源TN・TP流達負荷量の算定	35
3.7	一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析	37
3.7.1	概要	37
3.7.2	基礎方程式	37

第4章 果樹園TN・TP原単位算出結果および有効性

4.1	概要	38
4.2	研究方法	39
4.3	果樹園におけるTN原単位算出方法	41
4.3.1	概要	41
4.3.2	窒素収支式	41
4.3.3	市町村毎における窒素の施肥量算定	41
4.3.4	作物吸収窒素量	42
4.3.5	脱窒量	43
4.3.6	大気降下量	43
4.3.7	その他の項目	44
4.3.8	果樹園TN原単位算出法	44
4.4	果樹園におけるTP原単位算出方法	44
4.5	解析結果	45
4.6	まとめ	50

第5章 柘榴川流域における河川TN濃度の季節変化

5.1	概要	51
5.2	対象流域	51

5.2.1	地理・社会特性	51	
5.2.2	水質特性	52	
5.3	研究方法	53	
5.4	解析結果	57	
5.5	まとめ	60	
第6章 紀の川中流域におけるTP濃度の上昇要因			
6.1	概要	62	
6.2	研究方法	65	
6.3	解析結果	66	
6.4	まとめ	69	
第7章 紀の川上流域における水道水の異臭味問題～負荷量管理による検討～			
7.1	概要	70	
7.2	栄養塩類濃度および河川流量と2-MIB濃度の関連性	72	
7.3	研究方法	74	
7.4	解析結果	75	
7.5	まとめ	77	
第8章 紀の川上流域における水道水の異臭味問題～流量・負荷量管理による検討～			
8.1	概要	79	
8.2	研究方法	79	
8.3	解析結果	83	
8.4	まとめ	86	
第9章 結論			87
参考文献			90
謝辞			94
対外発表リスト			94

第1章 序章

1.1 研究背景

1997年の河川法改正以降、流域水管理においては、治水と利水だけでなく、水質や水辺生態系の保全といった環境面も重視されるようになった。そして、このような環境面においては、栄養塩類である窒素とリンの管理が重要な課題になっている¹⁾。

流域における栄養塩類の発生源は、家庭(生活系)、事業所(産業系)、市街地、農地(水田、畑地)、森林など多岐に渡る。したがって、栄養塩類の管理とは、各発生源からの負荷量を把握して、負荷量削減のための方策を検討・実施し、目標河川水質を達成することである。

本研究で対象とする紀の川は、奈良県南部と和歌山県北部を流れて瀬戸内海に達しており、流域全体が水質総量規制の対象地域に指定されている。そのため、河川の水質環境基準の達成に加え、化学的酸素要求量(COD)、全窒素(TN)、全リン(TP)の負荷量削減も求められる。さらに、河川水中のTNやTPなどの栄養塩類に係る課題として、植物プランクトンの異常発生に起因する水道水の異臭味(かび臭)問題がある。これは1990年代後半から問題になり始め、2008年2月には、流域内の国の機関と自治体で構成される紀の川水質汚濁防止連絡協議会が方針(かび臭に関する調査結果および今後の取り組みについて)を発表しており、流域全体で取り組むべき重要事項の一つとなっている。

河川中の栄養塩類濃度は、流域からの栄養塩類の管理だけでなく、河川流量の管理も重要な要因となる。紀の川では、上流から下流にかけて12箇所の取水堰およびダムによって河川水の人為的操作が行われている。そのため、紀の川における取水堰などによる水流出特性を考慮した上で適正な河川流量管理が重要となる。

1.2 水質総量規制

流域からの栄養塩類の負荷対策は、閉鎖性の海域や湖沼に流れ込む河川流域で積極的に行われている。特に、点源の生活系と産業系については、下水道や浄化槽の整備、排水規制の強化、高度排水処理技術の導入といった取り組みが進められている。健全な水環境を達成するためには、水域内での水保全管理対策と同様に、流域から放出される汚濁負荷の抑制を積極的に行なう必要がある。そのため、1971年に施行された水質汚濁防止法により生活排水や、工場・事業所からの排水規制を行うなどして、公共用水域の水質汚濁の緩和を目指してきた。こうした状況で、1978年に水質汚濁防止法が改正され、水質総量規制が設けられた。水質総量規制とは、人口、産業が集中する広域的な閉鎖性海域の水質汚濁を防止するための制度である。対象となる指定水域は、東京湾、伊勢湾および瀬戸内海であ

る。指定地域(指定水域の水質の汚濁に関係ある地域)は20都府県の集水域であり、指定項目はCOD、TNおよびTPである。

水質総量規制においては、環境大臣が指定水域毎に目標年度、発生源別および都府県別の削減目標量に関する総量削減基本方針を定め、これに基づき関係都府県知事が削減目標量を達成するための総量削減計画を定める事とされている。削減目標量を達成するための具体的な方法としては、下水道の整備などの生活系排水対策、指定地域内事業場(平均排水量が50m³/day以上の特定事業場)の排水に対する総量規制基準の適用、小規模事業場・農業・畜産農業などに対する削減指導がある。なお、削減目標は、人口および産業の動向、排水処理技術の水準、下水道の整備の見直しなどを勘案し、実施可能な限度において定めるものとされている。

第1次から第4次までの水質総量規制では、CODを指定項目とし、それぞれ1984年度、1989年度、1994年度、1999年度を目標年数として実施された。その結果、指定水域におけるCODに係る汚濁排出負荷量は、着実に削減されてきた。一方、指定水域に流入する栄養塩類の増加に伴い、植物プランクトンの増殖が活発化しており、水質が悪化する富栄養化に対しては、関係都府県によりTNおよびTPを削減する取り組みが順次進められた。例えば、瀬戸内海においては、「瀬戸内海環境保全特別措置法」に基づき、1980年度から関係府県が定める指定物質削減指導方針により、TPの削減指導が行われ、1996年度には、TNが指定物質削減指導方針の対象項目として追加された。また、東京湾および伊勢湾においては、1982年度から関係都府県が策定する富栄養化対策指導指針に基づき、TNおよびTPの削減指導が行われてきた。さらに、1993年10月からは「水質汚濁防止法」に基づき、閉鎖性海域を対象としたTNおよびTPの排水濃度規制が実施されている。その結果、2003年の第5次水質総量規制以降は、TNとTPが指定項目として追加された。現在は、2016年9月に施行された第8次水質総量規制が実施されている。

和歌山県は、北部が水質総量規制の対象となっており、日ノ御崎より北の紀伊水道東部の海域および当該海域に流入する河川の流域が大阪湾を除く瀬戸内海、県最北部に位置する和歌山市の一部、和歌山市田倉崎より北部の海域および当該海域に流入する河川の流域が大阪湾に含まれる。本研究で対象とする紀の川流域は、奈良県内の吉野川部分(紀の川上流部)も含めて大阪湾を除く瀬戸内海に入る。

和歌山県によると、TNとTPの県内負荷量は、1999年の第4次を基準にすると、第5次で47%、67%、第6次で44%、57%、第7次で42%、57%と両物質とも半減しており、第7次の達成率はTNが95%、TPが100%となっている。一方、各物質の発生源は、TNが生活排水33.3%、産業排水33.3%、その他33.3%、TPが生活排水33.3%、産業排水50%、その他16.7%であった。

1.3 水道水の異臭味問題

河川水中の栄養塩類(TN, TP)に係る問題として、植物プランクトンの異常発生に起因する水道水の異臭味問題(かび臭問題)がある²⁾。近年、首都圏や近畿圏で水道水にかびの臭いが見つく事があり、利用者に不快感を与える事から問題となっている。かび臭の原因物質としては、水質の悪化により異常増殖した放線菌や藍藻類が、代謝産物として放出する臭気物質のジオスミンや2-メチルイソボルネオール(2-MIB)が明らかにされている²⁾。

紀の川の水道水の異臭味問題に関しては、2000年以降に最下流部の和歌山市で問題となり始めた。この原因は、取水口(加納浄水場)の直上に人工的に造られた大規模な閉鎖性水域で2-MIBの発生原因生物である*Phormidium tenue*が異常繁殖したことが原因であると判明した。この藍藻類は浮遊性であるため、降雨などの出水時に閉鎖性水域から高濃度の*Phormidium tenue*を含む水が下流に向かって大量に流出したことによって水道水の異臭味問題につながった²⁾。そして、上流部の五條市小島浄水場などで発生している水道水の異臭味問題の原因物質も2-MIBとされているが、原因発生生物は*Phormidium autumnale*という河床付着性の藍藻類であるとされており、和歌山市の加納浄水場とは異なる原因生物である。

2004年の水道法の水質基準改正に伴い、2-MIBおよびジオスミンの水道水質基準(10ng/L)が設定された。紀の川流域内での水道水の異臭味問題は、1998年5月末に最下流部の和歌山市において初めて報告された。それ以来、発生場所や原因生物などに違いはあるが、現在に至るまでかび臭の発生が続いている。2005年4月22日から和歌山市水道局に「水道水がかび臭い」という苦情が寄せられ、約3週間で1,250件に及んだ²⁾。近年では、人口の多い中下流部から上流部へ問題が広がっている。下流部の山田ダムでは、かび臭の原因物質である2-MIBが検出され、中流部では、2005年度は前年度よりもかび臭問題が長期化した。また、2005年以前は、かび臭の原因物質である2-MIBが検出されていなかった下流部首工(奈良県御所浄水場取水点)でも2005年10月初旬から2-MIBが検出され始めた²⁾。こうした状況の中、2008年2月27日には、近畿地方整備局、近畿農政局、および流域内の自治体で構成されている紀の川水質汚濁防止連絡協議会が、「かび臭に関する調査結果および今後の取り組みについて」の声明を公表しており、水道水のかび臭問題は、流域全体で取り組むべき最重要課題の一つになっている。

1.4 研究目的

本研究の目的は、紀の川の栄養塩類に係る諸問題を整理し、数値解析によって紀の川流域の物質負荷特性と水流出特性を把握することである。さらに、諸問題の原因を考察する。以下に諸問題の具体的内容を示す。

河川管理者らによる1990年代後半以降の定期モニタリングおよび江種らの2000年以降の現地調査で確認されている紀の川流域における栄養塩類濃度の特性としては、(1)果樹園が広く分布する支川の柘榴川流域で毎年10月から4月に見られるTN濃度の上昇³⁾、(2)紀の川本川の中流域において1990年代後半から2000年代前半に観測されたTP濃度の大きな上昇、(3)紀の川本川の上流域において問題が顕著となっている河川中の植物プランクトン増殖に伴う水道水の異臭味問題がある。

こうした背景を踏まえると、紀の川流域では物質負荷特性および水流出特性を明らかにした上で、河川水質の定量評価が重要になる。このような取り組みが、栄養塩類の適切な管理、さらには水質総量規制や水道水の異臭味問題のような栄養塩類に起因する個々の課題の解決につながる。また、果樹栽培が盛んで非水洗化人口が多い紀の川流域の水質評価の成果は、定性的には理解されているものの定量的な評価事例が少ないと指摘されている河川の富栄養化による有機汚濁¹⁾に関する事例として、今後の研究推進に有益な情報を提供する。

本研究では、上記の(1)、(2)、(3)について検討した。(1)の果樹園が広く分布する支川の柘榴川流域で毎年10月から4月に見られるTN濃度の上昇³⁾については、果樹園からのTN・TP排出負荷量を把握するためのTN・TP原単位を算出することが重要と考えた。第4章に果樹園TN・TP原単位の算出および施肥量削減に伴うTN排出負荷量低減対策効果を示した。

次いで、紀の川全域における物質負荷特性を把握するために原単位法により排出負荷量解析を行った。ここで、果樹園の排出負荷量解析には、紀の川流域を対象として算出した果樹園TN・TP原単位を用いる。また、紀の川流域は全域が水質総量規制の適用地域となっているため、第4章では紀の川流域の中でも特にTN・TP排出負荷量が多い和歌山市を除いた紀の川流域全域を対象に総量規制の効果検証を行った。

(1)の既往調査³⁾においてTN濃度に特徴的な変化の傾向が見られた支川の柘榴川流域を対象として、第5章に分布型水文流出モデルを利用した水流出・物質負荷量解析および河川水質解析により月別のTN濃度を予測した。その結果、施肥量が多い10月から3月の期間には、果樹園からのTN流出によってTN濃度が上昇している可能性が高いことを示した。

(2)の紀の川本川の中流域において1990年代後半から2000年代前半に観測されたTP濃度の大きな上昇については、第6章に既存の水質モニタリングデータを整理してTP濃度特性を分析した。次いで、TP濃度に特徴的な傾向が見られた中流域を対象に、原単位法を用いた物質負荷量解析および一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析を実施して、人口、産業、土地利用が中流域のTP濃度に与える影響を考察した。

(3)の水道水の異臭味問題については、第7章、第8章において紀の川で異臭味問題の発生が顕著である上流域を対象に、既存の水質モニタリングデータを整理して2-MIB濃度特性と栄養塩類濃度に係る分析を行った。第7章では、原単位法を用いた物質負荷量解析および一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析を実施して、人口、産業、土地利用が上流域

の栄養塩類濃度に与える影響を考察した。その後、流域からのTP排出負荷量を管理することによって異臭味問題の原因物質である2-MIBを発生させる藍藻類の繁殖を抑制するための対策案の考察を行った。一方、第8章では、第7章に分布型水文流出モデルを利用した水流出・物質負荷量解析を組み込んだ。ここでは、第7章の流域からのTP外部負荷量管理に加え、河川からの取水量を削減することによる河川流量管理を行った。それによって、異臭味問題の原因物質である2-MIBを発生させる藍藻類の繁殖を抑制するための対策案を考察した。

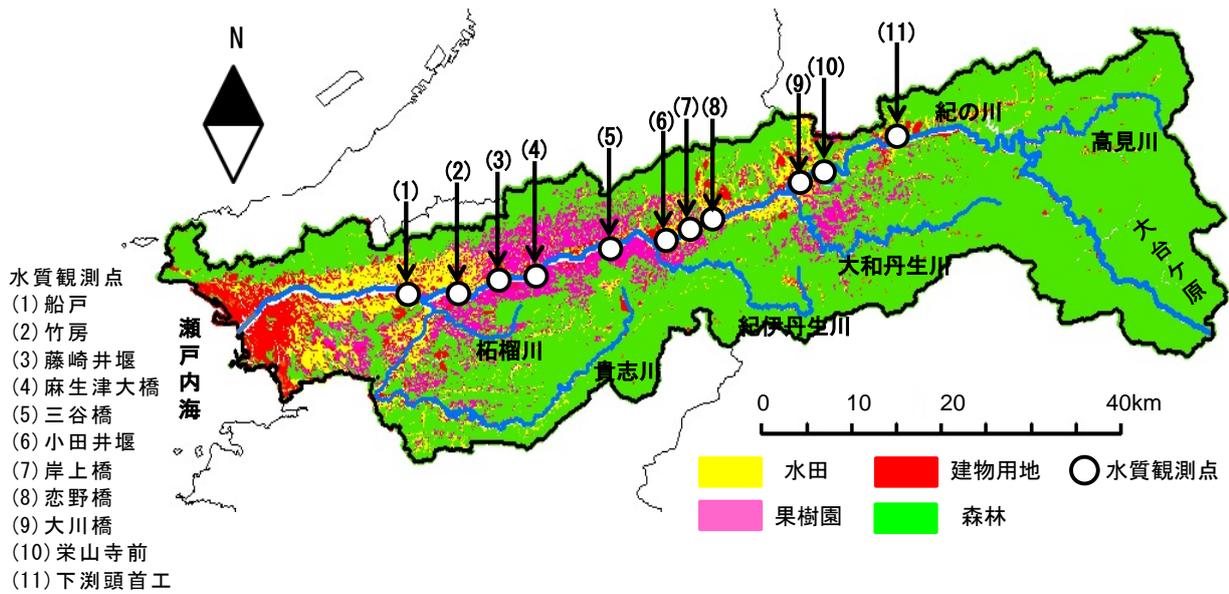


図2-2 紀の川流域の土地利用図(1997年)

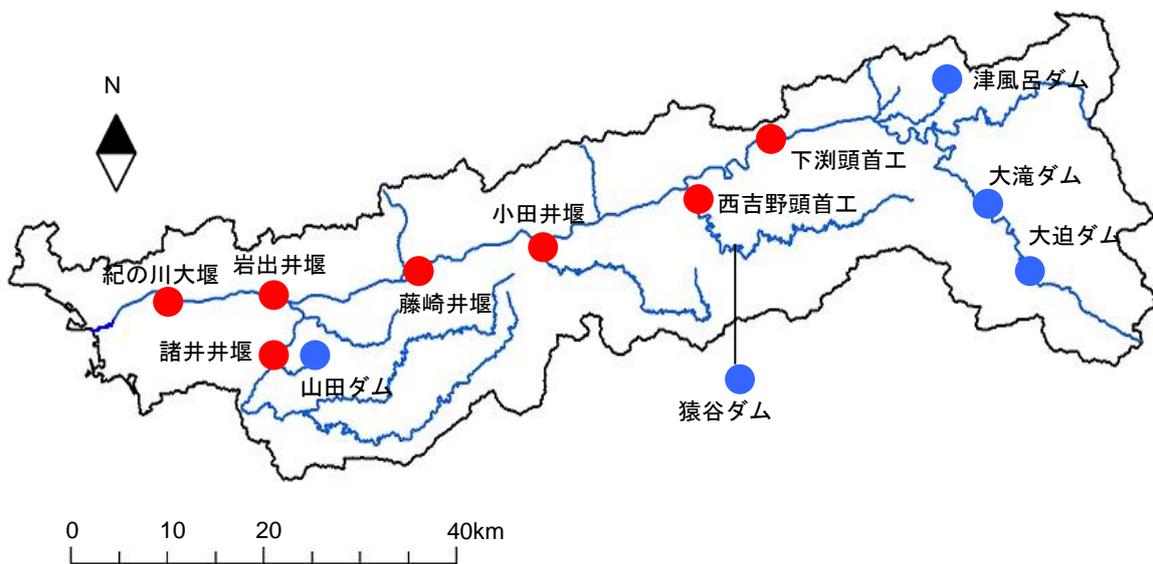
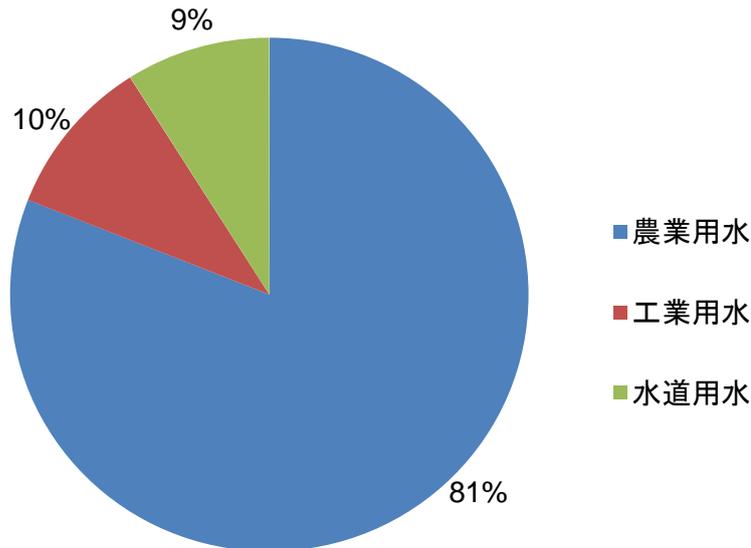


図2-3 紀の川流域の頭首工とダム

川」と呼ばれ、堰やダムなどが建設されてきた。図2-3に紀の川および周辺に建設されている堰とダムを示す。また、2009年に竣工した紀の川大堰および2012年6月から治水目的で供用がされている大滝ダムについては、本研究の対象期間(1995年～2006年)外であるため対象外とした。紀の川では、昭和34年の伊勢湾台風によって河川の数か所で防波堤の決壊や橋脚の陥落など甚大な被害を出した⁵⁾。一方、紀の川は渇水も起こりやすい。近年では、1994年や2002年などに西日本を中心とした大渇水が起こり、紀の川も河川の瀬切れが問題となっている。さらに、紀の川の水を利用する流域住民にも節水や取水、プールの閉鎖、



紀の川・吉野川流域水利権量 65m³/sec

(2003年3月時点, 暫定豊水水利権含む)

図2-4 紀の川の水利用(2003年3月時点)

農作物への被害などがあつた⁵⁾。

紀の川では、堰やダムを建設することによって、洪水や渇水の影響を抑制できるような河川水量の管理を行っている。また、堰やダムからの取水分は、都市用水や農業用水などに使用されている。和歌山市などの流域下流部では水道水や工場用水などのような都市用水や農業用水などの重要な資源として用いられ、中流部の粉河町や打田町などでは主に農業用水として利用されている。また、流域外であるが、大阪府南部や和歌山県海南市でも水道水などとして利用されている。流域外への水利用の例として、下湊頭首工では、奈良県への疎水が行われており、それを補うために流域外にある新宮川水系の猿谷ダムから分水が行われている。図2-4に堰によって取水される水の使用用途を示す。紀の川流域における水利用の約80%は農業用水として使用されている⁵⁾。

しかし、河川からの取水分が再び河川に流される水(還元水)として還元されている量は、十分に把握されていないのが現状である。そのため、堰などから取水した貴重な水資源を有効に活用することが重要である。以上のことから、紀の川流域の住民にとって、紀の川の水資源がいかに重要かわかる。

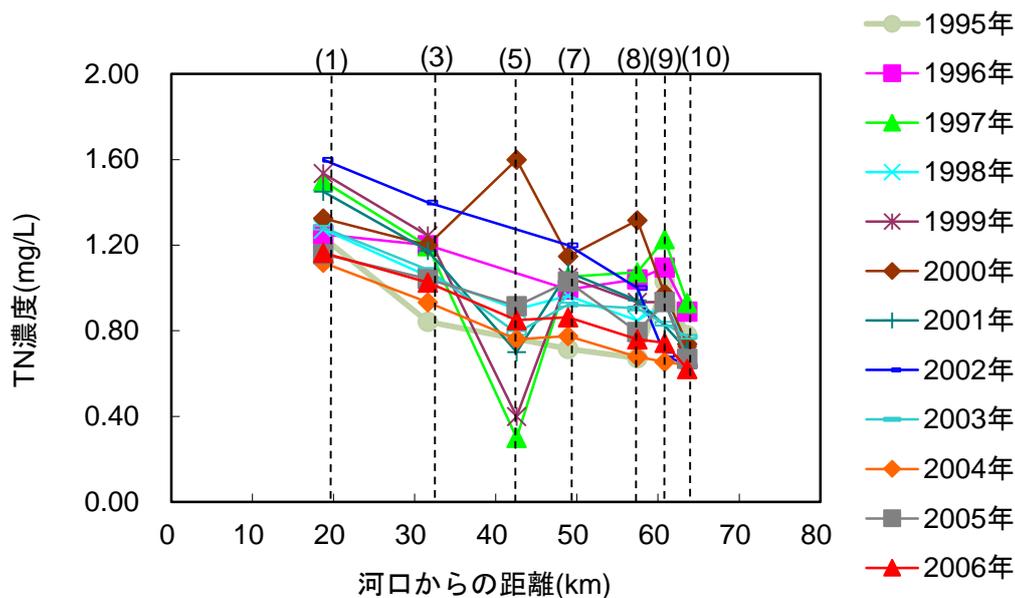


図2-5 TN濃度変化(国土交通省)

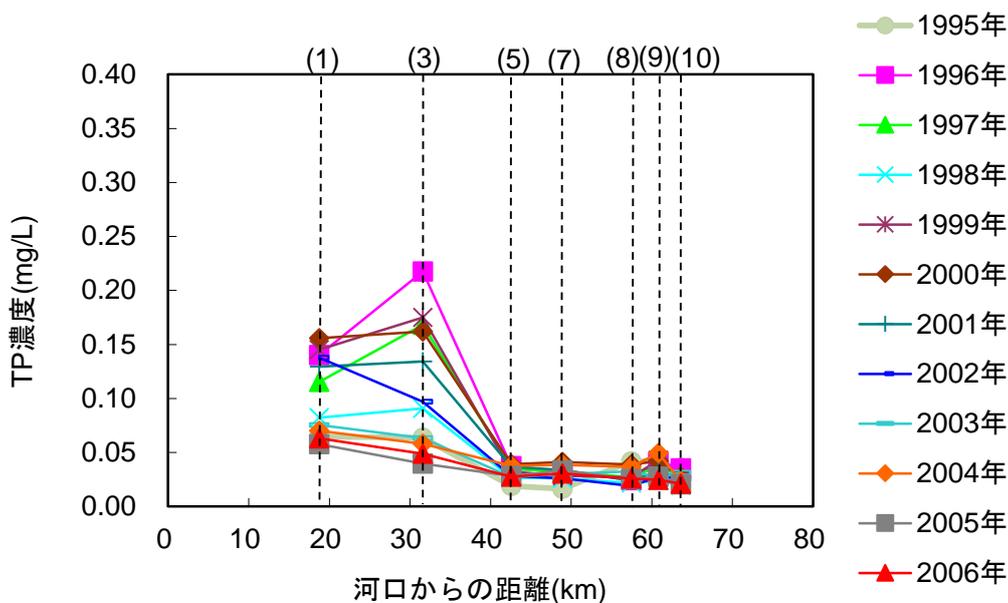


図2-6 TP濃度変化(国土交通省)

2.2 水質特性

図2-5と図2-6に紀の川全域における国土交通省のTN濃度とTP濃度の流下方向に伴う年平均値を示す。国土交通省で定期的実施しているデータは、水文水質データベースとしてWEB公開されているものである⁶⁾。なお、水質特性の整理対象年は、第5次総量規制(2003年)前後の1995年から2006年とした。水質分析方法は、TNが銅・カドミウムカラム還元法(ペルオキシニ硫酸カリウム分解)、TPがモリブデン青吸光光度法(ペルオキシニ硫酸カリウム分解)である。TN濃度に関しては、上流部(大川橋(10))では1.0mg/L以下であるが、1997年と

1999年の濃度低下と2000年の極端な濃度上昇を除き中流部の三谷橋(5)の付近で緩やかに上昇していることがわかる。

一方、TP濃度に関しては、TN濃度と傾向が異なる。TP濃度は、三谷橋(5)より上流部は0.05mg/L以下で、流下に伴う濃度上昇は見られない。これに対し、三谷橋より下流は、1996年から2001年までの6年間は1998年を除き、三谷橋から藤崎井堰(3)までの区間でTP濃度が0.1mg/Lを大きく上回っている。これは0.1mg/L以上の濃度上昇を意味している。一方、2002年以降はTP濃度が0.1mg/Lを上回ることはなく、2003年以降は0.07mg/L以下である。

第3章 解析手法

3.1 概要

紀の川流域の栄養塩類の適切な管理を行うにあたっては、流域での課題となっている(1)～(3)(第1章参照)を解決することが必要である。ここで、それぞれの課題を解決するためには、多くの検討内容を踏まえる必要がある。本研究の概要図を図3-1に示す。課題解決には、以下の内容を基本とするが、課題に応じて検討内容が異なるため各章(第4章～第8章)においてそれらを具体的に述べる。

<1> 流域メッシュモデルの作成

<2> 原単位法を用いた排出負荷量解析

<2-1> 果樹園のTN・TP原単位(年間・月別)の算出

<2-2> TN・TP排出負荷量の算定

<3> 分布型水文流出モデルを用いた水流出解析

<4> マクロモデルを用いた流達負荷量解析

(排出負荷量解析と水流出解析の結果を利用し、年間または月別TN・TP流達負荷量を算定)

<5> 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

(排出負荷量解析および流達負荷量解析の結果を利用し、年単位および月単位の河川水質を算定)

ここで、TN・TP排出負荷量とは、各負荷源において発生するTN・TP負荷量のうち実際に排出されるTN・TP負荷量、TN・TP流達負荷量とは流域から河川に流入するTN・TP負荷量をいう。なお、本研究での対象期間は、第5次総量規制の前後および水道水の異臭味問題が深刻化している1995年から2006年としている。

3.2 流域メッシュモデルの作成

3.2.1 概要

今回のモデル解析の一部では、流域のサイズに合わせたメッシュサイズで分割した分布型水文流出モデルを利用した。分布型水文流出モデルを用いた排出負荷量解析を行うにあたっては、果樹栽培が盛んな中流部や市街地が多い下流部における空間分布を把握する必要がある。また、水流出解析を行うにあたっては、降雨による河川流量解析を詳細に行うために空間分布で解析を行う。

3.2.2 メッシュの作成

流域のメッシュの作成方法として、GISソフト(ArcGIS10.0)を用いて各流域をメッシュに区切った。例えば、紀の川流域を分割するにあたっては、2kmメッシュによって分割を行う。図3-2に例として紀の川流域のメッシュ分割図を示す。1メッシュあたり4km²のため、約1,750km²である紀の川流域を2kmメッシュで区切ると、面積を合わせるためには441個のメッシュが必要となる。

2kmメッシュを作成するために、図3-3に示すように、ArcGIS Desktop Support「標準地域メッシュ・ポリゴン作成ユーティリティ」を用いる。これは、1次メッシュ・ポリゴンのエリア単位で標準地域メッシュ(2次および3次メッシュ)ポリゴンを作成できるユーティリティである。

また、1次メッシュとは、経度差1度、経度差40分で区画された範囲である。2次メッシュは、1次メッシュを縦横8等分したもので、さらに3次メッシュは、2次メッシュは10等分したものである。1次メッシュは、縦横の一边が80km、2次メッシュは10km、3次メッシュ

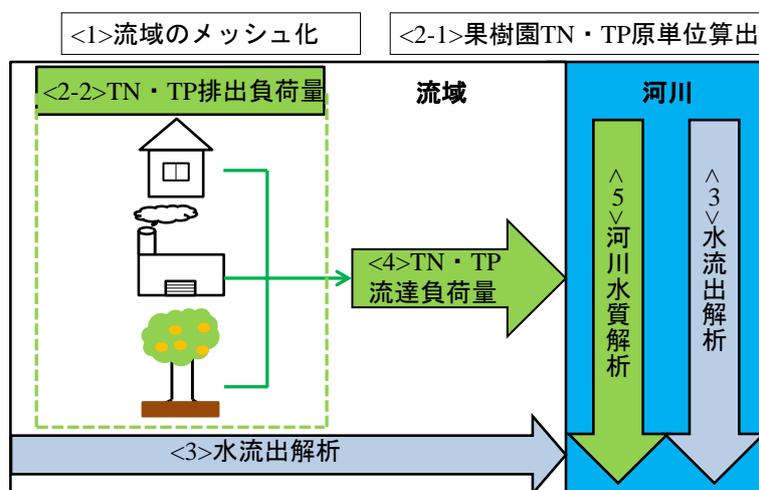


図 3-1 研究方法の概略図

は1kmである。

今回必要としているメッシュポリゴンのサイズは2kmである。しかし、このユーティリティーで2kmメッシュポリゴンは作成できない。そこで、このユーティリティーを用いて、紀の川流域を含む1次メッシュから3次メッシュを作成し、その3次メッシュを用いて手作業によって2kmメッシュポリゴンを作成することにした。そして、作成した2kmメッシュポリゴンから紀の川流域をクリップする。クリップする際、メッシュの重心が紀の川流域界の中に含まれるメッシュを抜き出すように抽出した。

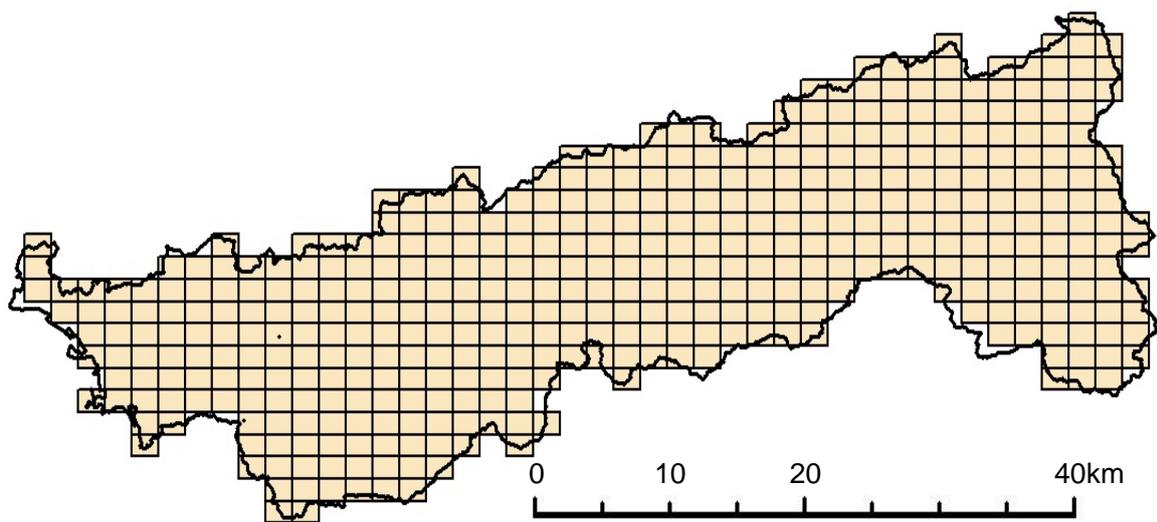


図3-2 紀の川流域のメッシュモデル

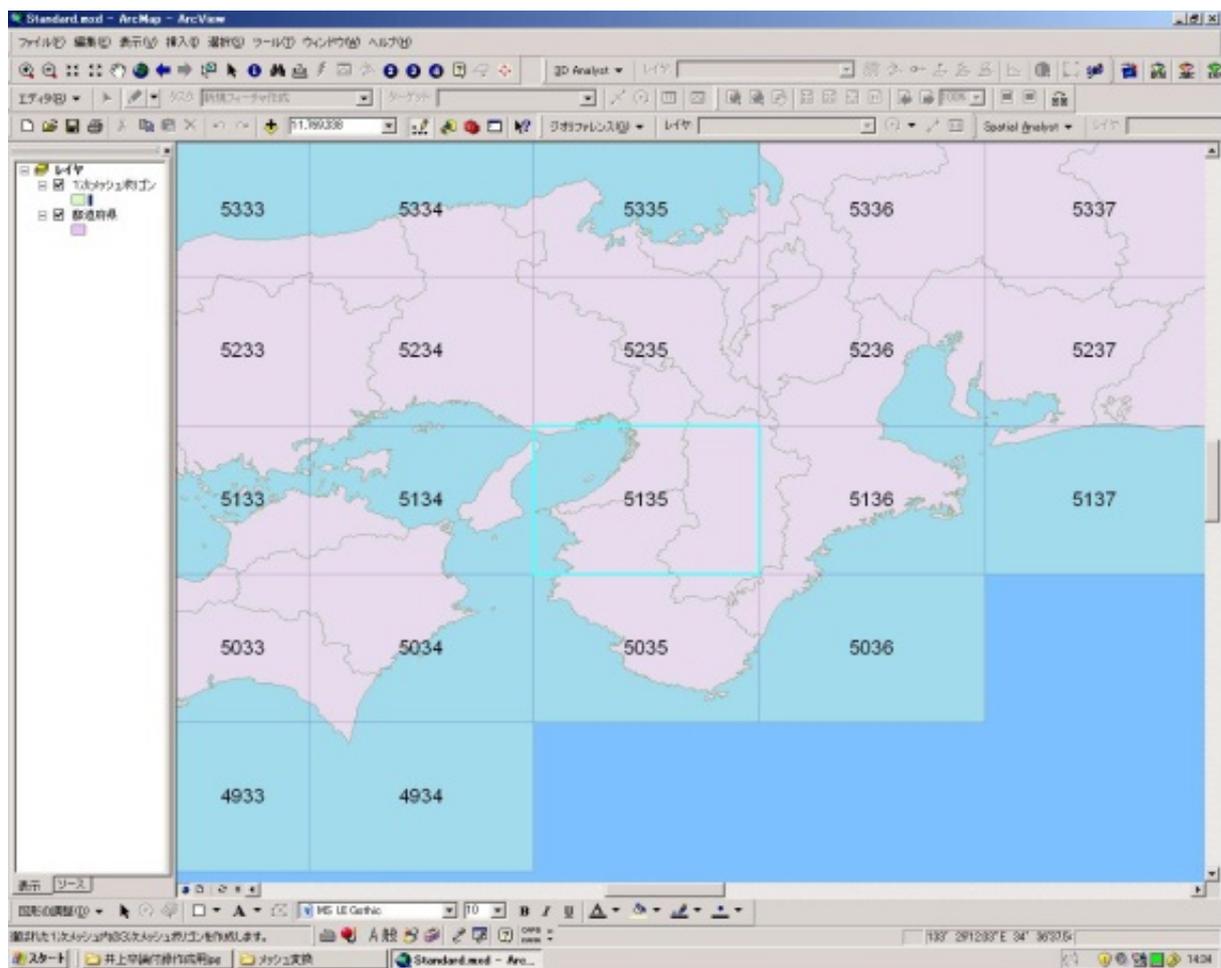


図3-3 標準地域メッシュ・ポリゴン作成ユーティリティー

3.3 果樹園のTN・TP原単位(年間・月別)の算出

3.3.1 概要

紀の川流域では、水道水の異臭味問題や流域からの栄養塩類の負荷対策である総量規制などの課題に対処するために、流域から排出される汚濁負荷量(TN・TP排出負荷量)を把握することが重要である。紀の川流域は、上流部に森林が分布しており、上流部から中下流部にかけて果樹園や水田が広く分布し、下流部の和歌山市に人口が集中している。そのため、果樹園や水田などの農業、生活排水や工場排水などの人間活動などが紀の川の河川水質に何らかの影響を与えていると考えられる。

排出負荷源は、大きく分けて2種類あり、人間活動から発生する生活排水由来の生活系、事業所から発生する工場排水由来の産業系などの点源(特定汚染源)、森林、畑、果樹園、水田、市街地などの面源(非特定汚染源)に分類される。原単位法とは、実測データが乏しい場所に対して、流域内のTN・TP排出負荷量を計算する手法である。算定方法を式(3-1)に示す。

$$\text{TN・TP排出負荷量}=\text{TN・TP原単位}\times\text{統計データ} \quad (3-1)$$

原単位法は、各行政で水質保全対策などを行う場合に有効な手法として幅広く用いられている。排出負荷量を算定するためのデータとして、統計データは、汚染源によって異なり、生活系では人口と生活排水処理形態別普及率、産業系では製造品出荷額、面源では面積となっている。一方、市街地、農地、森林などの面源の原単位の算出方法としては、対象流域での現地調査結果から求める方法(排出負荷原単位法)と発生負荷を対象に物質収支をとる方法(発生負荷原単位法)が提示されている^{7),8)}。このうち、前者が基本的な方法と認識されていて、後者については具体的な記述が見られない。

排出負荷原単位法は、対象物質が発生源の敷地境界または流域界から公共用水域に流出する地点で水質や流量に関する現地調査を行い、TN・TP排出負荷量を直接計測する方法である。一方、発生負荷原単位法は、対象流域におけるインプット情報(施肥量、降水由来の負荷量など)やアウトプット情報(作物収穫量、排出負荷量など)を使って物質収支からTN・TP原単位を算出する方法であり、この場合は、現地における計測が基本とされている。しかし、後者の場合には、物質収支に関する情報が公開資料から得られるならば、現地計測を実施しなくともTN・TP原単位の算出が可能である。そこで、本研究では発生負荷原単位法に基づいて、現地調査によらず果樹園におけるTN・TP原単位を算出する方法の検討を行った。

3.3.2 果樹園におけるTN原単位算出方法

果樹園のTN原単位は、式(3-2)に示す園地内の窒素収支式を用い、JAの肥料データなど、比較的入手が容易な情報を利用して算出した。

$$A-B-C+D=E \quad (3-2)$$

ここに、 A は肥料中窒素量、 B は作物吸収量、 C は脱窒量、 D は大気降下量、 E は余剰量である。園地内の窒素収支には、土壌吸着分や落葉・落果由来の窒素も含まれるが、これらに対する量的データはなく、影響は不明である。

そこで、今回は肥料および大気由来成分のみが河川へ流出すると仮定した。果樹園の年間窒素収支をゼロとすると、この式の余剰量が果樹園からのTN排出負荷量に相当する。果樹園のTN原単位は、式(3-2)の余剰量を栽培面積で除すことで得られる。

3.3.3 果樹園におけるTP原単位算出方法

窒素と同様に肥料および大気由来成分のみが河川へ流出すると仮定した。ただし、土壌に吸着されやすいリンの場合、その多くは土壌とともに流出するが、現状では土壌流出量が不明である。そのため、肥料および大気由来成分のみを考えた場合でも、窒素のような園地内の物質収支を考慮することが難しい。そこで今回は、施肥量、大気降下量、および既往文献⁹⁾に記載されている流出率(リン投入量あたりの溶脱率)を利用して、式(3-3)により園地外へのリン流出量を算出した。

$$(A+D) \times I = R \quad (3-3)$$

ここに、 A は肥料中リン量、 D は大気降下量、 I は流出率、 R は流出量である。肥料中リン量の計算法は窒素と同じである。リンの大気降下量は、湿性および乾性降下量のデータが得られなかったため考慮していない。果樹園のTP原単位は、式(3-3)の流出量(TP排出負荷量)を栽培面積で除すことで得られる。

3.4 TN・TP排出負荷量の算定

3.4.1 生活系TN・TP排出負荷量の算定

流域内に人口や産業が集中する河川や集水域の都市化が進んでいる湖沼においては、TN・TP排出負荷量のうち生活排水の占める割合が大きくなっている¹⁰⁾。生活系のTN・TP発生負荷量は、式(3-4)のように一日一人当たりのTN・TP発生負荷量原単位に各メッシュ内もしくは流域内の人口を乗じて算定する。ただし、生活排水は公共下水道、合併処理浄化槽、単独処理浄化槽、農業集落排水事業、汲み取り式といった浄化処理施設を経て河川に排出されるため、TN・TP排出負荷量は、TN・TP発生負荷量に生活排水処理形態の普及率と排出率を乗じて求めた。

$$D_L = \sum_i \sum_j (G_L \times P_i \times S_{ij} \times B_j \times 365 / 10^3) \quad (3-4)$$

ここに、 i は自治体、 j は生活排水処理形態、 D_L は生活系のTN・TP排出負荷量(kg/year)、 G_L は生活系のTN・TP発生負荷量原単位(g/day/人)、 P_i は自治体 i の人口(人)、 S_{ij} は自治体 i における生活排水処理形態 j の普及率(%）、 B_j は生活排水処理形態 j の排出率(%）である。

3.4.2 産業系TN・TP排出負荷量の算定

産業系のTN・TP排出負荷量は、中分類別の排出負荷原単位に製造品出荷額を乗じて算定する。式(3-5)に算定式を示す。

$$D_i = \sum_j \sum_k (G_{ij} \times M_{ij} \times 365 / 10^6) \quad (3-5)$$

ここに、 i は自治体、 j は中分類、 D_i は産業系のTN・TP排出負荷量(kg/year)、 G_{ij} は中分類 j の排出負荷原単位(g/day/百万円)、 M_{ij} は自治体 i における中分類 j の製造品出荷額(百万円)である。ここで、中分類 j の排出負荷原単位の算定には式(3-6)を用いる。

$$G_j = \frac{\sum_k (J_k \times K_k)}{\sum_k M_k} \quad (3-6)$$

ここに、 k は中分類 j における細分類、 J_k は細分類 k の工場排水水質(mg/L)、 K_k は細分類 k の工場排水量(m³/day)、 M_k は細分類 k の製造品出荷額(百万円)である。事業所からの排水水質は、水質汚濁防止法などの法律によって規制されている。排水水質を制限されている事業所(特定事業所)や、有害物質を含む事業所、または有害物質を含まなくても排水量が50(m³/day)以上である事業所は、有害物質などを各工場処理してから排水を放流している。ただし、

排水水質は、水質汚濁防止法などで規制されているため、それを計算に反映させる必要があるが、個々の事業所の排水水質などの情報を得ることができなかった。

そこで、第5次水質総量規制が既設事業所に適用される前(2002年以前)は、排水水質が排水基準値以上かつ1事業所あたりの平均排水量が $50\text{m}^3/\text{day}$ 以上の細分類に対して、排水水質に排水基準値を用いた。一方、第5次水質総量規制の既設事業所適用後(2003年以降)は、排水水質と1事業所あたりの平均排水量が総量規制値以上の細分類に対して総量規制値を適用した。細分類1事業所あたりの平均排水量が $50\text{m}^3/\text{day}$ 以下の細分類については、文献¹¹⁾に記載されている汚濁負荷量毎の発生源水質として使用した。

3.4.3 面源TN・TP排出負荷量の算定

特定汚染源は、水質汚濁防止法や総量規制等によって施策されている。一方、市街地、水田、畑地、果樹園、森林といった面源は、汚濁発生源の特定が困難であるため、非特定汚染源と言われ、水質への影響が十分に把握されていない。特定汚染源は、発生源が集中的で高濃度水質を対象としていることに対して、非特定汚染源は低濃度で広く分布することによって、調査や対策が非常に困難である¹²⁾。

一方、非特定汚染源は、森林や果樹園などのような自然的土地利用だけでなく、都市化が進んだ地域でも降雨に含まれる汚濁物質や屋根・道路などに堆積した汚濁物質など面的に散在した汚染源からの汚濁負荷が高まることも非特定汚染源となっている¹³⁾。非特定汚染源の水質への影響を把握することは、水循環の再生や水環境保全といった流域水マネジメントを行う上で必要不可欠である。

そこで、面源についても原単位法によってTN・TP排出負荷量 (kg/km^2)を求めた。原単位法を用いることによってメッシュの土地利用別に河川水質へ与える影響を算出できる。

面源のTN・TP排出負荷量は、田、畑、果樹園、森林、市街地といった各面源のTN・TP排出負荷量原単位にそれぞれの面積を乗じて求めた。TN・TP排出負荷量の算定式を式(3-7)に示した。

$$D_i = G_i \times A_i \quad (3-7)$$

ここに、 i は面源、 D_i は面源 i のTN・TP排出負荷量(kg/year)、 G_i は面源 i におけるTN・TP排出負荷量原単位($\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$)、 A_i は面源 i の面積(km^2)である。

3.4.4 TN・TP排出負荷量の空間分布解析

紀の川流域の2kmメッシュデータを利用した排出負荷量解析を行うために、メッシュに人口などの属性データを割り当てる。排出負荷量解析には、人口・生活排水処理形態別普

及率・土地利用面積・中分類別製造品出荷額などの属性データが必要となる。

メッシュ毎の土地利用面積を算定するためには、土地利用データから作成したメッシュデータの一つのメッシュで土地利用を抽出する。メッシュ毎の土地利用データを分類別に数えた数値をメッシュ内の合計土地利用数で除し、求めた値を面積比として算出する。さらに、面積比とメッシュ面積を乗じることでメッシュの土地利用別面積を算定する。

メッシュ内人口は、各メッシュ中に含まれる各行政界の面積比と人口を乗じることによって算出する。しかし、行政界内の人口密度が一定ではないため、土地利用データ上ではほとんど人が暮らしていない可能性がある地域でも人口が存在することになる。そこで、メッシュ内人口を算定するために、面積比ではなく、GISで構築した土地利用データの建物用地を使用する。メッシュ内人口の算定では、人が建物用地に居住していることと建物用地内の人口密度が一定であることを仮定し、メッシュ内に含まれる建物用地を数える。数えたメッシュ内の建物用地面積と行政界の建物用地面積との比を求め、行政界の人口と乗じることでメッシュ内の人口を算定できる。しかし、メッシュ内には、行政界が複数存在する場合もある。このような場合には、メッシュ内に含まれる各行政界で計算を行い、それらを合計して算定する。また、メッシュ内の生活排水処理形態の普及率も同様の方法で算定を行う。

メッシュ毎の製造品出荷額を算定するために、人口データの算定と同様に、メッシュ内の建物用地の比率を使用する。この比率と各行政界の製造品出荷額を乗じると、メッシュ内の製造品出荷額を算定できる。また、メッシュ内に複数行政界が存在する場合にも人口と同様の計算を行う。

3.5 分布型水文流出モデルを用いた水流出解析

3.5.1 水流出モデルの変遷

1960年代にFreeze and Harlan¹⁴⁾によって流域水循環の数値モデルの構想がなされて以来、モデルの基本となる地形の表現方法、基準スケール、斜面・河道・水系の合成と集約方法などに関する研究が行われている。Beven et al.¹⁵⁾により開発されたTOPMODELは、地表面流が発生する場が各降雨によって変動するという流出寄与域の概念に対応した物理モデルである。分布型水文流出モデルとして開発されたものではないが、各要素モデルを結合することにより、流域全体のモデルとして構成可能であり、広く利用されている。

また、代表的な分布型水文流出モデルであるSHE(System Hydrologique European)^{16),17)}は、遮断、蒸発散、融雪過程に対して、格子毎に集中化された関係式を用い、表面流と地下水流には水平方向の流れを考え、不飽和帯の流れでは鉛直方向成分だけが考えられている。

一方、斜面の地中流および表面流、河道流を追跡計算するモデルとして、IHDM(the

Institute of Hydrology Distributed Model)¹⁸⁾が開発されている。このモデルは、山腹斜面をカースケード状に接続し、地中の流れを有限要素法により解き、河道の流れと斜面上の表面流はKinematic wave法で追跡し、差分法により解かれる。また、上流から順次、一出水を全部計算し、その後、下流の計算に移る方法がとられている。一方、Calver¹⁹⁾、Calver and Wood²⁰⁾は山腹斜面の流れの追跡に重点を置き、斜面の流れを有限要素法で解く際の要素サイズや時間ステップを詳細に検討している。

高棹²¹⁾は、地形のモデル化(グリッドモデル、等高線図モデル、三角形網モデル等)を地表面における雨水追跡のモデル化という観点から詳細な比較検討を行っている。また、空間的に集中型モデルを配置し、分布型水文流出モデルを構成するモデルもある²²⁾。中桐²³⁾は、農業用水利用の目的のために複合タンクモデルを用いて紀の川流域の水量予測を行っている。

これらのモデルは、差分法または有限要素法などを用いたコンピュータモデルである。しかし、上記に示したモデルが唯一の流出モデルではなく、対象とする流域の特徴や研究の目的に応じてそれぞれ長所・短所があり、モデルを使い分けて解析することが求められる。

3.5.2 分布型水流出モデルの概要

ある一つの流域において、流域から流出を取り扱うモデルを大きく分類すると、集中型モデルと分布型水文流出モデルがある。集中型モデルとは、流域を1つあるいは複数のブロックボックスと考え、その入力と応答関係を数学的に表現するものである。流域の粗い表現ではあるが、再現性は十分あり、その簡便さゆえ降雨の変動に追隨したリアルタイム予測も可能である。代表的なモデルとして貯留関数法やタンクモデルがある。

一方、分布型水文流出モデルとは、流域を細かく分割し、斜面・地下・河川の流れを水理学的に表現することでより物理的かつ精細に洪水予測をすることを目的としている。計算量は格段に大きくなるが、局地の自然状態や人口改変を表現することも可能となる。現在は計算機の高速化により、短期予測も十分可能となっている²⁴⁾。代表的なモデルとしてKinematic wave法が用いられることが多い²⁵⁾。

分布型水文流出モデルは、気象、水文、地形地質および土地利用等に関する空間分布情報を取り込むことができる。流域の土地利用が一様でない場合、あるいは変化した場合にも容易に対処しうるなど他の流出解析法にはみられない特徴を持っており、とくに洪水流出の解析には有用であるため、流域の流出応答特性の解明と予測、流域規模での水質分析、水利用等幅広い分野での利用が期待されている。さらに、近年気象庁のレーダーとアメダスデータの合成や、国土交通省や河川情報センターのレーダー雨量計などにより、降雨の時空間分布がとらえることができ、国土数値情報の整備に伴い、地形・地質・土壌などの

メッシュデータが整備されるようになった。このように流出現象の入力と生起場に関する情報がメッシュベースで整備されつつあり，詳細なデータを用いた分布型モデルの構築が可能になってきている。近年では，これらの流出解析手法を組み合わせたモデルが数多く開発されている。

本研究では，石塚・江種が構築したモデル²⁶⁾を用いる。モデルの構成は，降雨遮断を解く森林遮断蒸発サブモデル，地下浸透・蒸発散を解く浸透・蒸散サブモデル，斜面および河道の流出を解く斜面・河道流出サブモデルの大きく分けて3つのサブモデルからなる。図3-4にモデルの構成図を示す。

3.5.3 モデルの仮定

数値モデルを用いて実現象を再現する際には，以下の5つの仮定を用いた。

- ①降雨後の地下浸透にはタンクモデルを用いており，飽和・不飽和帯の区別は林地のA層における水深高で考慮している。
- ②水平2次元や3次元の地下水流動は考慮していない。
- ③市街地における下水道への流入などの人工的な用排水システムは考慮していない。
- ④河道からの水の蒸発および地下浸透は考慮していない。
- ⑤土地利用の違いは側方浸透流のマニングの粗度係数の違い，遮断降雨の有無，地表面流のタイプで表現され，水田タンクモデルなどは用いていない。

このような複雑な水システムの考慮は，モデルの利用目的に応じて組み合わせのパターンが無限大にある。しかし，本モデルでは規模の大きい紀の川流域への適用を考えており，基礎的な流出過程を組み込むことを第一に考えた。

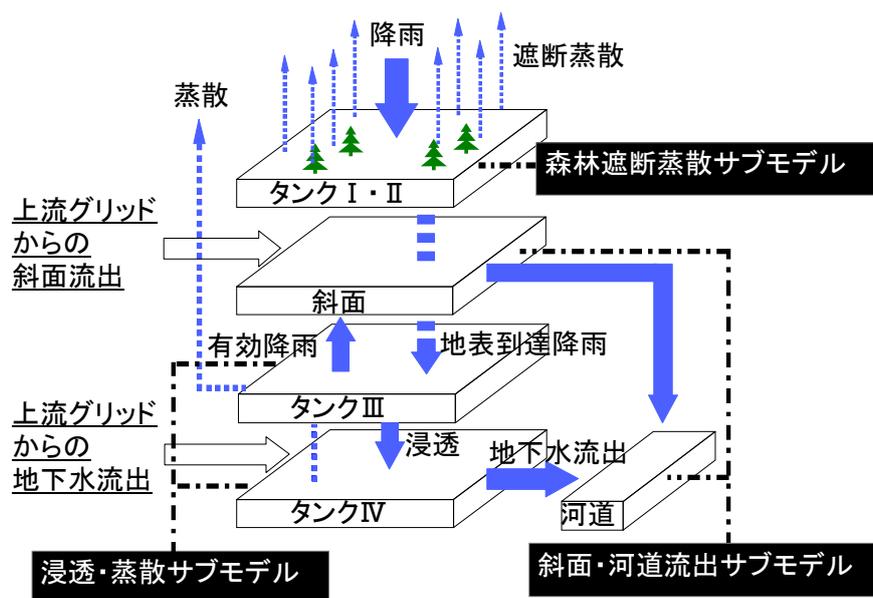


図 3-4 分布型水流出モデルの構成図

3.5.4 森林遮断蒸散サブモデル

図3-5は、森林遮断蒸散サブモデルを示す。このサブモデルは、代表土地利用が森林とされているメッシュにのみ適用される。このモデルでは、樹冠部と樹幹部を2つのタンクに見立て、有効降雨や遮断蒸発量を算定する。

森林流域に降った雨水は、表面流出と地下浸透により河川に流出するが、一部は蒸発散により水蒸気として失われる。日本のような湿潤地域では、降水量の約半分が蒸発散により消失すると言われており²⁷⁾、流域の水循環を考える上で蒸発散量は無視出来ない。一般的に液体の水が気化する現象を蒸発と呼ぶ。一方、水文学では、水面や土壌表面での気化を蒸発、植物体を通して行われるものを蒸散、蒸発と蒸散を合わせて蒸発散という。蒸発現象は、水が気体になるときに蒸発潜熱を必要とするため、一種のエネルギーの変換過程である。植物からの蒸散は、蒸発と同様の物理現象であるが、植物の生理作用の影響が含まれるため、蒸発と蒸散とに分けられている。そこで、まとめて蒸発散として取り扱われることが多い。

林分に到達した雨水は、樹冠通過降雨、樹幹流下降雨に分かれる。降雨は、樹冠部で $S_1(\text{mm})$ の貯留水深を有するタンクIを満たした後、 α_1 と α_2 の比率で、地表部と樹幹部へ移動する。樹幹部では、タンクIIにおいて、 $S_2(\text{mm})$ の水深を満たした後、地表部へ到達する。雨水が両タンクに残っている間は、 $e(\text{mm}/\text{hour})$ という遮断蒸発強度で蒸発する。ただし、この値は季節によって変化しない。 S_1 と S_2 の値は、林分の密度と成長量、樹種、葉面積に関係する。地表到達降雨は両タンクからの越流量の和として算定する。なお、最大遮断量は、 S_1 と S_2 の合計値と定義される。

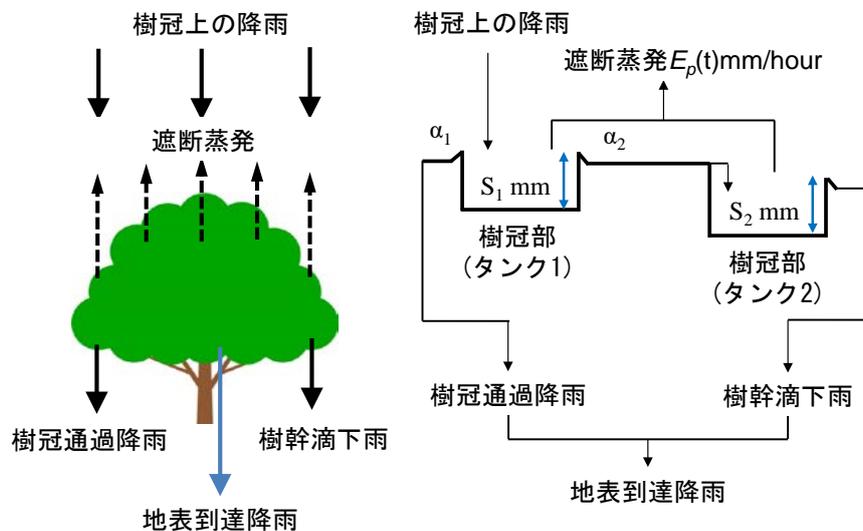


図 3-5 森林遮断蒸発サブモデル

式(3-8)と式(3-9)により，遮断蒸発量 $E_p(t)$ (mm/hour)を算定することができ，

$S_1 + S_2 \geq e(t)$ であれば

$$E_p(t) = e(t) \quad (3-8)$$

となり， $e(t) > S_1 + S_2 \geq 0$ であれば

$$E_p(t) = S_1 + S_2 \quad (3-9)$$

となる． t の単位は(hour)である．

3.5.5 浸透・蒸散サブモデル

前項で求められた地表到達降雨は，次段階で地下に浸透または土壤中で蒸散する．地下浸透量は貯留関数法を用い，蒸発散量はHAMON式を用いて求めた．

貯留関数法とは，流域を雨水の貯留場であると考え，貯留量と流出量の間にある種の関数関係を過程して流出計算を行う方法である．貯留法は，タンクモデル系と貯留関数系に大別される．前者は単位図法における表面流出モデルから発展したもので，後者は雨水流法における表面流出モデルから派生したものである．地下浸透に関する研究は，数多くなされているが断片的なものであり，流域規模で起こる詳細な観測データも得られるわけではない．そのため，個々の因子に関する粗過程の理解度にも精粗があり，経験的に決めざるを得ない係数も数多く含んでいる．そのような背景から，本研究では，感度解析により容易にパラメータの設定が可能な貯留関数法を用いた．貯留関数法は，降雨流出現象の非線形性を簡単な構造式で表現でき，比較的計算が簡便であり，また，計算時間も大幅に短縮できるという利点がある．貯留関数法は主に洪水流出解析に用いられるが，地下水流動に用いている水流出モデルも数多く開発されている²⁸⁾．

本モデルは，土壤内の雨水変換過程を2層のタンクにより構成し，貯留関数法により計算を行う．図3-6に地下浸透の模式図を示す．

連続式は以下に示す式(3-10)で表され，運動方程式は式(3-11)で表される．なお，数値解法としてはRunge-Kutta法がある．

$$\frac{dS_i}{dt} = r_i - Q_i \quad (3-10)$$

$$S_i = K_i \cdot Q_i^{P_i} \quad (3-11)$$

ここに， S_i は流域の貯留高(mm)， Q_i は流出高(mm/hour)， r_i は有効降雨強度(mm/hour)， t は時間(hour)， K_i は流域の貯留定数， P_i は Q_i のべき定数， i はタンク番号である．

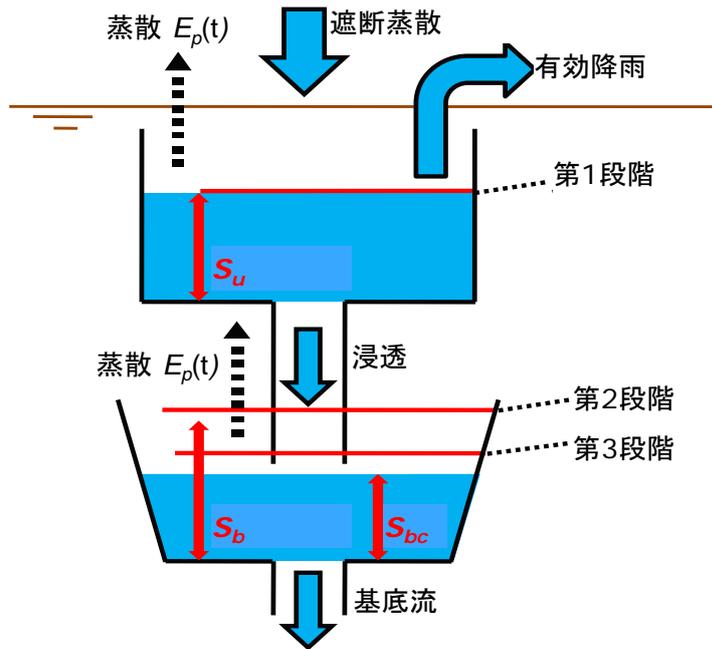


図3-6 地下浸透の模式図

次に、蒸発散量は、以下に示す式(3-12)(HAMON式)を用いて各月の蒸発散量を算定した。流域蒸発散量の推定法はThornthwaite法に始まる。この方法は、もともと気候的に定まる年蒸発散量とその季節分布のポテンシャルを算出するためのものであり、水循環の観点では、夏に過大、冬に過小となる難点がある。一方、HAMON式は、短期水収支法の結果からThornthwaite法を改良したものであり、平均気温と可照時間から流域蒸発散量の季節分布に近い推定値を与えるため、現在でもよく用いられている²⁵⁾。

$$E_p = 0.14D_0^2 P_t \quad (3-12)$$

ここに、 E_p は蒸発散量(mm/day)、 D_0 は可照時間(12hour/day)、 P_t は月平均気温に対する飽和絶対湿度(g/m^3)である。月別可照時間は、対象流域における緯度のデータを利用し求めた。以下に各緯度における月別可照時間を示す。紀の川流域は、北緯34度付近に位置するため、表3-1の34Nのデータを使用した²⁹⁾。また、月平均気温は、気象庁により観測されたアメダスデータを使用した。絶対湿度は、単位体積中に含まれる水蒸気の質量であり、以下に示す式(3-13)により算定した。

$$a = 216.7(e/T) \quad (3-13)$$

ここに、 a は絶対湿度(g/m^3)、 e は飽和水蒸気圧(hPa)、 T は温度(K)である。HAMON式では、月平均気温に対する飽和絶対湿度(g/m^3)を必要としているため、 T には月平均気温(絶対温度)、 e には式(3-15)で算定する飽和水蒸気圧を用いればよい。飽和水蒸気圧と温度の関係式はいくつか提案されているが、ここでは月平均気温 t_R は式(3-14)で、飽和水蒸気圧 e は式(3-15)で求めた。

表3-1 各緯度における月別可照時間 D_0

緯度 月	30N	32N	34N	36N	38N	40N	42N
1	0.867	0.855	0.843	0.830	0.817	0.802	0.787
2	0.922	0.915	0.908	0.900	0.893	0.884	0.875
3	0.995	0.994	0.993	0.992	0.991	0.990	0.989
4	1.070	1.076	1.081	1.087	1.093	1.100	1.107
5	1.134	1.144	1.156	1.167	1.180	1.193	1.208
6	1.166	1.180	1.194	1.209	1.225	1.242	1.261
7	1.152	1.164	1.177	1.191	1.206	1.221	1.237
8	1.098	1.106	1.114	1.123	1.132	1.141	1.151
9	1.027	1.029	1.031	1.033	1.035	1.037	1.039
10	0.952	0.947	0.942	0.938	0.932	0.927	0.921
11	0.885	0.875	0.865	0.854	0.842	0.830	0.817
12	0.850	0.838	0.824	0.809	0.794	0.778	0.760
2(閏年)	0.923	0.916	0.916	0.902	0.894	0.885	0.877

$$t_R = 1.0(373.15/T) \quad (3-14)$$

$$e = 1013.25 \exp(13.3185t_R - 1.9760t_R^2 - 0.6445t_R^3 - 0.1299t_R^4) \quad (3-15)$$

ここに、 e は飽和水蒸気圧(hPa)である。HAMON式では、計算された値は必ずしも対象流域で一致するとは限らないため、一般的に基準蒸発散量に蒸発係数(観測による実蒸発散量/基準蒸発散量)を乗じて実蒸発散量など求める方法がとられる。基準蒸発散量とは、HAMON式などで求めた可能蒸発散量、パン蒸発散をいう。しかし、本流域では、観測による蒸発散量を得ることができなかつたため、便宜的に蒸発係数は1.0とする。

蒸散現象は、上記のHAMON式により算定した $E_f(t)$ を表層の貯留水深 S_u から差し引かれることで表現される。 j は1~12月、 t は時間(hour)を意味する。実蒸散 $E_p(t)$ は表層タンクの貯留水深 S_u と下層タンクの貯留水深 S_{bc} の値によって、次の3段階(式(3-16)から式(3-18))の変化をする。

第1段階 $S_u > 0$ のとき

$$E_p(t) = e_p(j) \quad (3-16)$$

第2段階 $S_u \leq 0, \text{and}, S_b > S_{bc}$ のとき

$$E_p(t) = e_p(j) - Q_b(t) \quad (3-17)$$

第3段階 $S_u \leq 0, \text{and}, S_b \leq S_{bc}$ のとき

$$E_p(t) = e_p(j) \frac{Q_b(t)}{Q_{bc}} \quad (3-18)$$

ここに、 $E_p(t)$ は蒸散量(mm/hour)であり、 e_p はポテンシャル蒸散量(mm/hour)、 $Q_b(t)$ は下層タンクの流出高(mm/hour)、 Q_{bc} は限界水深 S_{bc} に対応する流出高(mm/hour)であり、式(3-19)で表される。

$$Q_{bc} = S_{bc} - E_p(t) \quad (3-19)$$

第1段階は、蒸散量 E_p がポテンシャル蒸散 e_p に一致し、式(3-16)のように表される。第2段階は、タンクIIIからタンクIVに補給され、式(3-17)により蒸散量 E_p が計算される。第3段階は、毛管パイプが跡切れるために蒸発抑制が発生する。しかし蒸発抑制が、どのような関数形で表されるか不明な部分も多い。そこで、本モデルでは、福嶋ら³⁰⁾と同様に上記の式(3-19)の形とした。抑制された蒸散量 $E_p(t)$ も常時差し引かれるため、抑制期間が続けば、 S_{bc} はしだいに減少し、0となる。

3.5.6 斜面・河道流出サブモデル

流出解析の中でも主要な部分を占める直接流出は、Kinematic wave法を用いて斜面からの流出量を計算した。直接流出とは、表面流出と中間流出を合わせたものをいう。Kinematic wave法は雨水流下を基礎式に基づいて組み立てられたモデルによって流出解析を行う方法であり、等価粗度法あるいは雨水流法とも呼ばれる。

Kinematic wave法は、流域の土地利用が一樣でない場合、あるいは変化した場合にも容易に対処できるなど他の流出解析には見られない大きな特徴を持っており、とくに洪水流出の解析にはきわめて有用である³¹⁾。連続式は、以下に示す式(3-20)で表され、運動方程式は式(3-21)で表される。

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = r_e \quad (3-20)$$

$$q = a \cdot h^m \quad (3-21)$$

ここに、 h は水深(m)、 q は単位幅流量(m^2/sec)、 r_e は有効降雨強度(m/sec)、 t は時間(hour)、 x は斜面上端からの距離(m)、 a (m/sec)、 m (無次元)はモデルパラメータである。 a 、 m は、式(3-22)と式(3-23)により算出する。

一般的に、Kinematic wave法は、流域をいくつかの斜面と流路に分割し、斜面長と斜面勾配、流路長と流路勾配を求めた上で、斜面系と流路系のそれぞれについて流出量を算定する。また、雨水流下の下流側の影響が上流側に及ばないという仮定で成り立っている。

図3-7に示すように、Kinematic wave法は、流域をいくつかの矩形状の斜面と流路に分割し、各斜面長と斜面勾配、流路長と流路勾配を求めた上で、斜面系と流路系のそれぞれについ

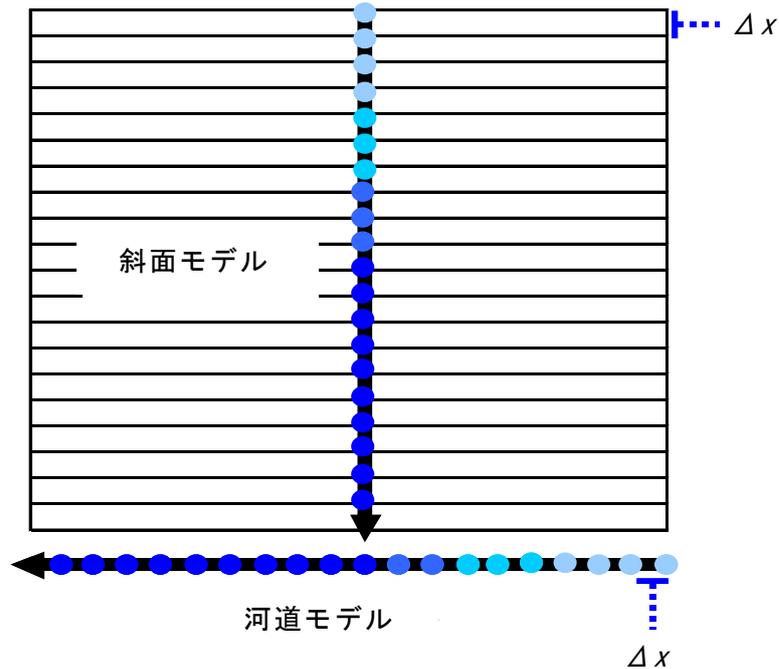


図3-7 Kinematic wave法のイメージ

て水理学的に追跡を行うことができる。また、Kinematic wave 法を解く数値解法としては、陽解法の一つであるLax-Wendroffスキームを用いる。

図3-8は、山腹斜面の雨水流出過程を示す。山腹斜面の土壌には腐食物質などが堆積しており、透水性が高く、地表に到達した雨水の多くが速やかに地中に浸透していく。地中に浸透した雨水は、鉛直方向または斜面方向に流下する。斜面方向の流れは、側方浸透流と呼ばれる。

3.5.7 側方浸透流

図3-9は、側方浸透流の流出過程を示す。側方浸透流は、一部が不飽和状態で中間流となり流下するが、斜面下端に近づくにつれて飽和し、その水深 $H(x)$ が土壌厚 D を越えると復帰流(地表面流)になる。水深が土壌厚を越えた場合 $H=H_2$ 、水深が土壌厚以下の場合 $H=H_1$ とする。

本モデルでは、地表面流と中間流を統合して評価できる流量・流積関係式を用いている。一般的に、地表面流の流れには以下に示すManning型の式(3-22)が用いられ、中間流はDarcy型の式(3-23)が用いられる。

$$\alpha = \frac{\sqrt{\sin \theta}}{n}, m = \frac{5}{3} \quad (3-22)$$

$$\alpha = \frac{k \cdot \sin \theta}{\gamma}, m = 1 \quad (3-23)$$

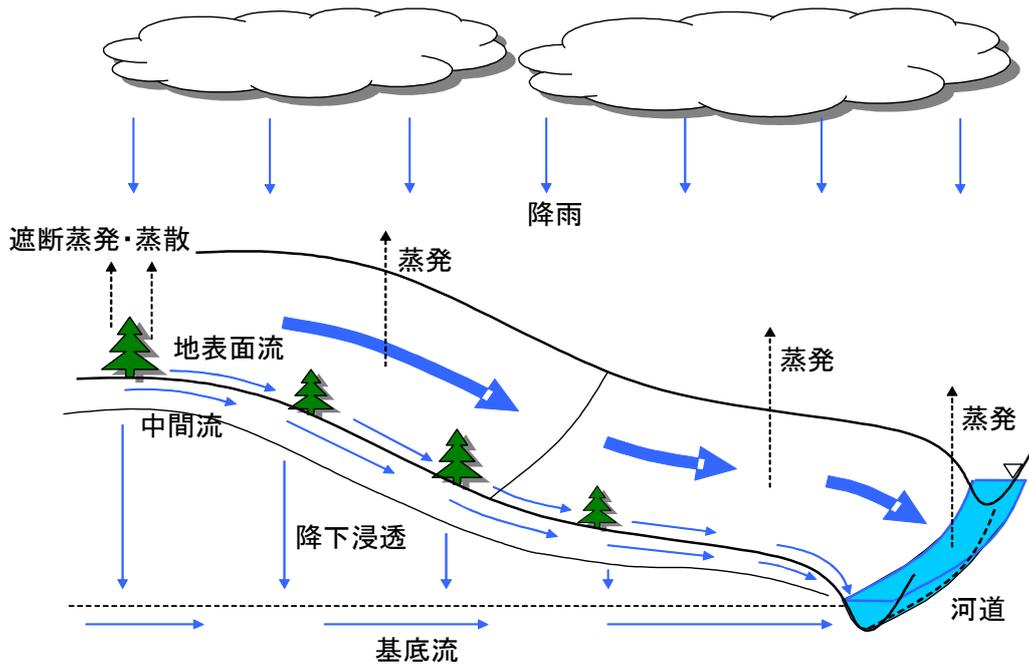


図3-8 山腹斜面の降雨流出過程

ここに、 n はマンニングの粗度係数($m^{-1/3}sec$)、 θ は斜面勾配(無次元)、 k は透水係数(m/sec)、 γ は有効空隙率(無次元)である。ただし、実際の側方浸透流をモデル化する場合、地表面流と中間流を合成して評価する流量・流積関係式が用いられている。地表面流と中間流を統合して評価する場合は以下に示す流量・流積関係式(式(3-24)、式(3-25))を用いる。

本研究では、側方浸透流の水深 h がA層厚 D よりも小さい場合($h=H_2$)、式(3-24)を用いて中間流を考慮し、 h が D を越えた場合($h=H_1$)、式(3-25)を用いて、中間流と地表面流の相方を考慮した。すなわち、図3-9を参考にすると、

$D \leq H_1$ のとき

$$Q = \frac{k \sin \theta}{\gamma} H_2 \quad (3-24)$$

$D \geq H_2$ のとき

$$Q = \frac{k \sin \theta}{\gamma} H_1 + \frac{\sqrt{\sin \theta}}{n} (H_1 - D)^{\frac{5}{3}} \quad (3-25)$$

で表される。ここに、 H は水深(mm)、 D はA層(mm)を表す。A層が不飽和である場所では、表面に到達した雨水はすぐにA層に浸透するものとする。

3.5.8 国土数値情報

流域地形のモデル化は、分布型水文流出モデルにおける最も基本的な構成要素である。

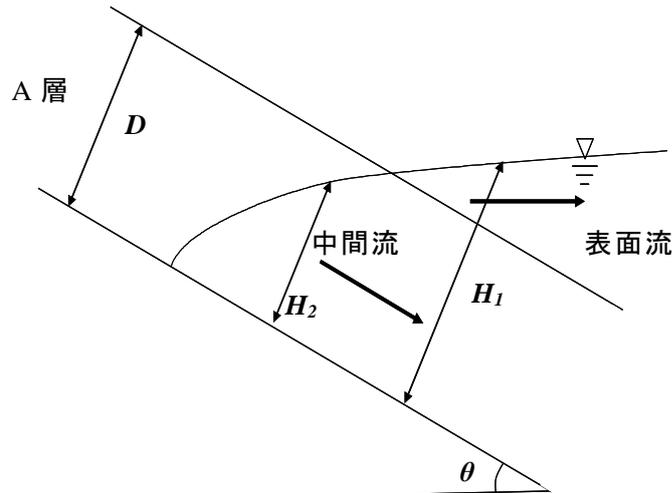


図3-9 表層付近の降雨流出の様子

国土地理院によって、国土の地形や開発・利用状況などの各種の地理情報を電子計算機で処理できるようにコード化・数値化した数値地図情報が整備され、一般に提供されている。

その中でも土地利用情報や、メッシュ形式の標高データ、水系網の位置データなどは、流域の場をモデル化する上で非常に有用である。近年は、さらに高分解能の詳細な地形データも整備されつつある³²⁾。本モデルでは、国土数値情報を利用して、土地利用、標高、河道網、流域界データを取得し、流域モデルを作成している。

3.5.9 土地利用

土地利用は、1/10細分区画土地利用データを利用した。この土地利用データは、12種類の土地利用分類が納められているが、モデル化する際には、以下の4種類に再分類した(海・浜、海水域、河川地および湖沼を除く)。

分類1 山林 : 森林, 荒地

分類2 田 : 田

分類3 果樹園 : 果樹園, その他の農用地, ゴルフ場

分類4 市街地 : 建物用地, 幹線交通用地, その他の用地

流出モデルの各メッシュに占める割合が、最も大きい土地利用をそれぞれ求めて、そのメッシュの土地利用データの代表とする。これは、メッシュ毎の粗度係数などの土地利用条件や森林遮断蒸散サブモデルの考慮を行うためである。

3.5.10 河道網, 斜面勾配, 落水線

流出モデルの河道は、各メッシュの境界部を流れるように修正し、直線状の河道とする。

斜面勾配を求めるために必要な標高データは、国土地理院数値地図50mメッシュ(標高)を利用し、メッシュ内の最高標高と最低標高の差(∂h)と、メッシュ幅 L を用いて、傾斜角を式(3-26)で求める。

$$\theta = \tan^{-1}(\partial h / L) \quad (3-26)$$

落水線とは、各メッシュの降雨が流出していく方向を示しており、隣接するメッシュ間4方向とし、メッシュ内の最急勾配方向とする。

3.5.11 農業用水取水モデルの概要

紀の川は、十津川紀の川開発総合事業(昭和22年策定)や紀の川工事実施基本計画(昭和49年修正)などを経て、現在も多様な利用がなされている。古くから農業用水としての利用が進められ、平成16年3月時点で農業用水としての利用が全体の約81%を占める(図2-4)。また、農業用水は慣行的に利用され、その特徴は地域毎に異なるため、堰・頭首工毎の実測データを整理して取水ルールを定量的かつ時系列的に明らかにし、流域全体としての取水の特徴を明らかにすることが必要である。

紀の川には、5つのダムと7つの頭首工があり、流域全体で人為的な水操作が行われている(図2-3)。ここでは、例として4年間(1999年～2002年)の灌漑期(6月10日から9月15日)における頭首工からの平均取水量は $25.06\text{m}^3/\text{sec}$ であった。同様に、4年間の船戸地点における平水流量が $22.72\text{m}^3/\text{sec}$ 、低水流量が $11.82\text{m}^3/\text{sec}$ であることを見ても(図3-10)、頭首工からの取水量が非常に多いことが分かる。このように、紀の川流域では、農業用水のための取水が夏季の低流量時に影響を与えている可能性が高い。そこで本研究では、分布型水文流出モデルにより得られた解析流量にダム放流量と流入量の差を加え、各堰・頭首工の取水

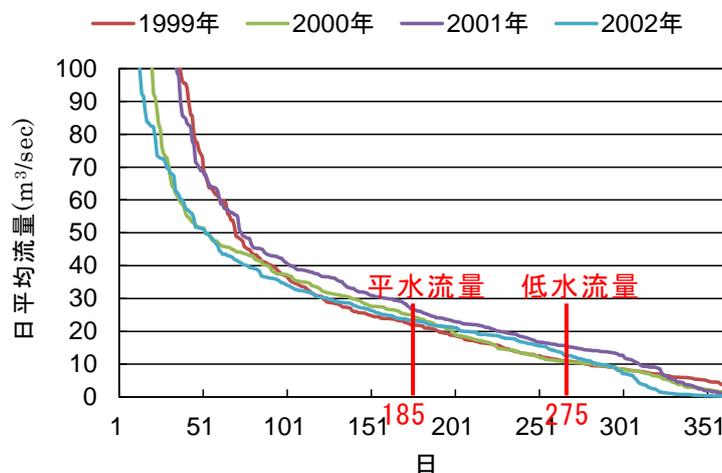


図 3-10 流況曲線(船戸)

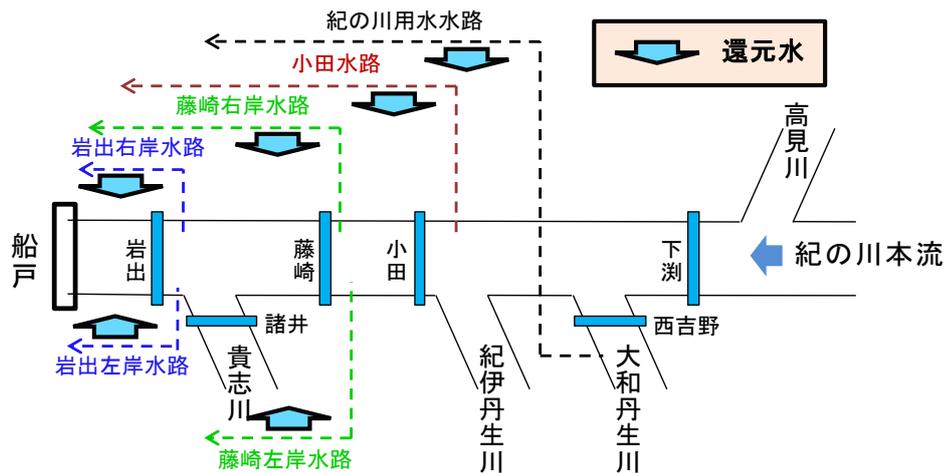


図 3-11 農業用水路の模式図(2002 年時点)

地点で取水量を引いたものを解析流量として算出する。

3.5.12 還元率

還元率とは、頭首工で取水されて農業用水などとして利用された後、排水されて再び河川に戻ってくる割合のことである。還元率が大きいほど多くの取水量が河川に戻り、還元率が小さいほど河川に戻る取水量が少なくなることを示す。

ここで、一般に取水場所は特定できるが、還元場所の特定は難しい。陸ら³³⁾は農業用水の灌漑や取水位置を考慮したモデルを提案している。ここでは、還元水は、取水地点と同じ場所に還元すると考慮されている。また、東西に細長い形状の紀の川では、河川両岸に農業用水路が長距離に配されているため、頭首工で取水された農業用水が河川に再流入している場所の特定は観測データがないためにさらに難しい(図3-11)。加えて、取水された水は、用水路網を通して反復利用され、水田に湛水すると時間遅れが発生するが、これについても明らかではない。つまり、一旦取水された農業用水の河川への還元は、流域の特徴もありモデル化することが困難であることが挙げられる。そこで、本研究では、各取水施設の位置するメッシュに取水モデルを適用し、各々の取水に時間差を考慮することに焦点をおいた。

岩出井堰は、船戸観測所の直上にある。つまり、岩出井堰での取水が船戸観測所の地点では、ほぼ還元されていないと考えられる。そのため還元率 $r=0$ とした。同時に上流の奈良県に分布する下湊頭首工は、紀の川から取水され、奈良県側に疎水されるため還元率 $r=0$ としており、下湊頭首工からの取水に伴い流域外の新宮川水系に分布する猿谷ダムからの分水があるため、そちらも考慮に入れている。なお、その他の頭首工からの r は一定とし、一般的に用いられている0.6を適用した。また、ダムによる治水操作をモデル化した流出モデル³⁴⁾も提案されているが、本研究では、日流量データしか得られなかったため、取水量

表 3-2 頭首工・ダムにおける許可水利権としての農業用水取水量と 2000 年の取水実績

種類	形態	頭首工・ダム	受益地域	紀の川水系水利権		2000年実績				取水パターン	
				灌漑期	非灌漑期	灌漑期間		灌漑期	非灌漑期		取水パターン
				6/10-9/15 m ³ /s	9/16-6/9 m ³ /s	開始日	終了日	6/10-9/15 m ³ /s	9/16-6/9 m ³ /s		
農水	許可	下淵頭首工	右岸	9.91	2.91	6/1	9/19	7.75	0.01	灌漑期	
農水	許可	西吉野頭首工	左岸・右岸	5.81	2.49	6/10	9/11	2.99	0.75	通年	
農水	許可	小田頭首工	右岸	7.21	0.53	6/1	9/29	6.96	1.51	灌漑期+冬季	
農水	許可	藤崎頭首工	左岸	2.96	0.18	6/1	9/30	2.86	1.21	通年	
農水	許可	藤崎頭首工	右岸	4.59	0.44	6/1	9/22	3.49	0.66	灌漑期+冬季	
農水	許可	岩出頭首工	左岸	10.8	1.03	6/1	9/22	6.32	0	灌漑期	
農水	許可	岩出頭首工	右岸	4.96	0.35	6/1	9/10	4.42	0	灌漑期	
農水	許可	諸井井堰	左岸	0.98	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
農水	許可	諸井井堰	右岸	0.32	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
農水	許可	大迫ダム		20	-	-	-	-	-	-	
農水	許可	津風呂ダム		11	-	-	-	-	-	-	
農水	許可	猿谷ダム		16.7	-	-	-	-	-	-	
農水	許可	山田ダム		1.7	-	-	-	-	-	-	
合計				96.94	7.93			34.79	4.14		

から取水量に0.6を乗じた値を引いたものを各堰・頭首工の取水量として算出する。

3.5.13 農業用水取水量

水利権には、大きく分けて許可水利権と慣行水利権がある。紀の川には農業用水許可水利権として(表3-2)、2002年時点において計9箇所河川水の取水が行われている。図3-12に2000年における各頭首工の取水量を示す。また、藤崎井堰と岩出井堰の取水量は左岸と右岸を合計したものである。

通年取水されている場所は、下淵、西吉野、藤崎左岸であり、小田、藤崎右岸では灌漑期と冬季に取水され、岩出右岸、岩出左岸では非灌漑期の取水は無いことが分かる。一方、諸井井堰(左岸)、諸井井堰(右岸)については、2001年の実測データしか得られなかった。しかし、許可水利権をみると、他の頭首工に比べて非常に少ないことが分かる。

次に、慣行水利権としての農業用水量は、許可水利権以上に不確実であり、実測データが得られなかった。また、2005年に紀の川水系河川整備基本方針が策定されて治水や利水、環境に関する方針が示され、許可水利権と比較して少量であると考えられるため本研究では慣行水利権を考慮していない。

次に、図3-13に2000年における各ダムの調整量・分水量を示す。調整量・分水量は、降雨や灌漑期による操作によって変動し、流出量が流入量を上回る場合は正、流出量が流入量を下回る場合は負で示している。

紀の川のダムは、十津川・紀の川開発総合事業により、整備されてきた。「十津川・紀の川総合開発計画」は、水不足に悩んでいた奈良県大和野および紀伊平野へ水を補給するために計画され、昭和25年の猿谷ダム建設に始まり、昭和49年にはダム、頭首工などの主要施設が完成、水路整備などすべての事業は昭和62年に終了した。

紀の川上流に建設された大迫ダムは最大20.0m³/sec、津風呂ダムは最大11.0m³/sec、紀の

川下流支川の貴志川に建設された山田ダムは最大 $1.7\text{m}^3/\text{sec}$ を補給している。また、猿谷ダムは十津川水系上流に位置し、紀の川流域外であるが、下湊頭首工から取水するための補填として、最大 $16.7\text{m}^3/\text{sec}$ が分水されている。これは発電にも利用されており、年間を通じて水が供給されている。大迫・津風呂・山田ダムは農業用水用ダムであるが、流域平均で日雨量が 230mm 観測された2009年9月11日の豪雨時(東海豪雨)など、降雨時に治水操作している。

3.5.14 上水取水量

上水としては、計7市町に $1.4\text{m}^3/\text{sec}$ の取水が許可されているが、下湊頭首工以外の実測データは得られなかった。なお、大滝ダムによる暫定取水量は含めていない。また、船戸より下流の紀の川大堰の湛水域では、和歌山市の上水道・工業用水道や和歌山県工業用水道などに利用されているが、本論では範囲外となる。

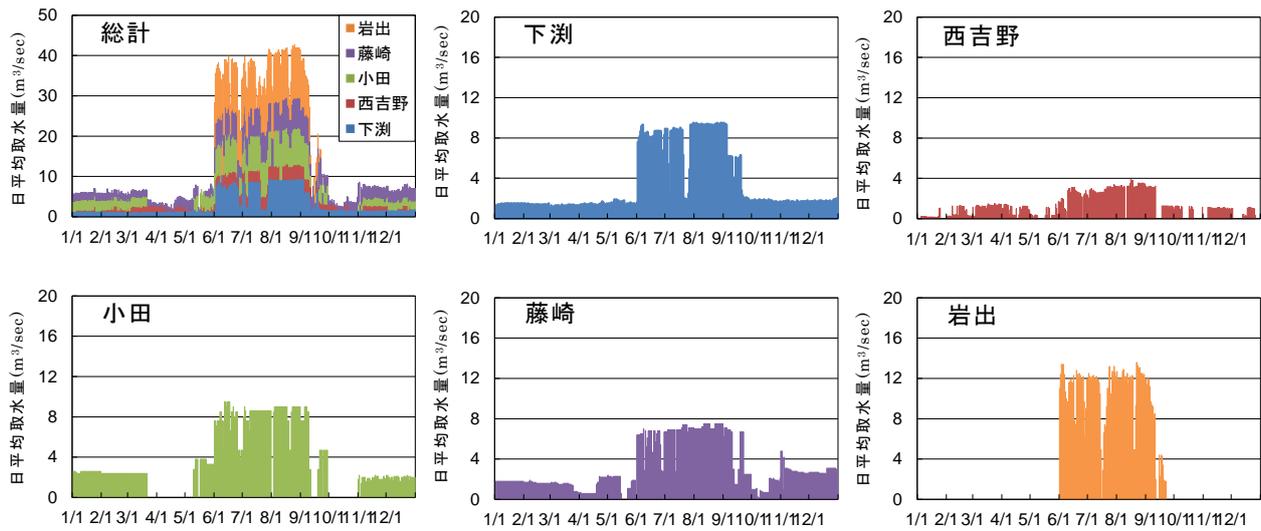


図 3-12 各頭首工の取水量

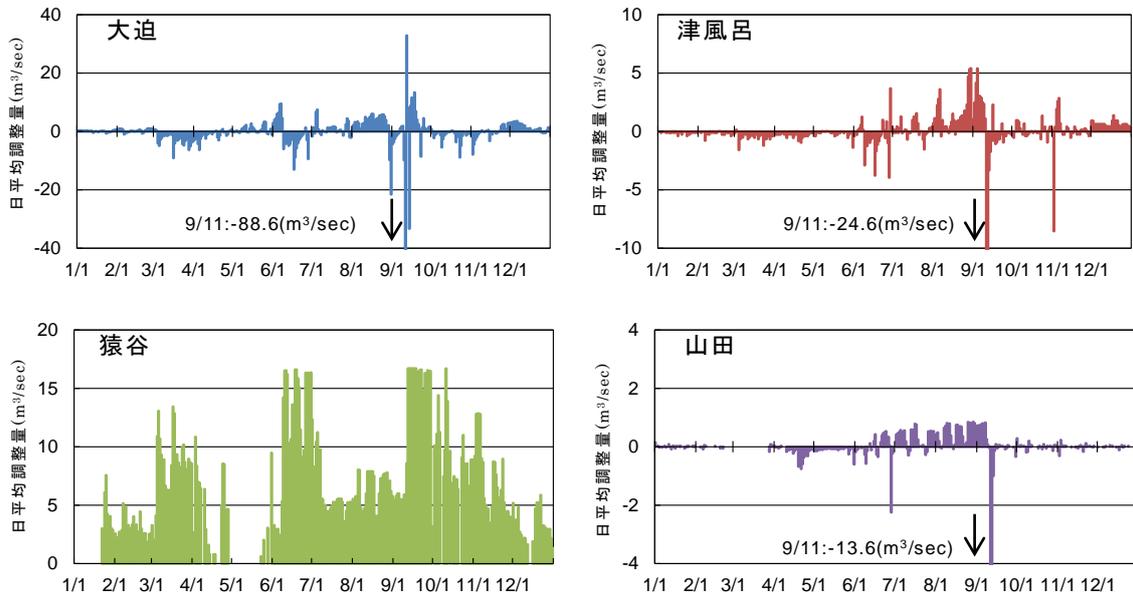


図 3-13 各ダムの分水・調整量(2000年)

3.6 マクロモデルを用いた流達負荷量解析

3.6.1 解析モデルの概要

流域からのTN・TP流達負荷量を計算するモデルは、これまでにいくつも提案されている。例えば、市木ら³⁵⁾は、流量タンクモデルに汚濁物流出機構を付加した水質タンクモデルを使って長期流出解析を実施している。田村ら³⁶⁾は、直列二段水質タンクモデルを利用して、渓流水中の硝酸態窒素濃度の季節変化、特に夏季の気温の上昇とともに見られる明瞭な濃度上昇を再現している。このほか、不飽和浸透などの水や物質の流出過程を詳細に組み込んだWEPモデル³⁷⁾などもあり、流域特性や利用可能なデータに応じたモデルの選択が可能である。

今回の対象地域では、国土交通省などの水質モニタリングデータや江種らの野外調査データ(河川の流量と水質)しか存在しないため、詳細な流出過程を組み込んだモデルの適用は難しい。そこで、式が簡易でモデル係数の少ないマクロモデル³⁸⁾を改良して利用した。

3.6.2 点源TN・TP流達負荷量の算定

流域内の生活排水や工場排水は、流域下水道が完成した2009年までは、各家庭や事業所から直接排出されていた。そこで、下水道内における晴天時の堆積過程や雨天時の流出過程などは考慮せず、日単位で求まるTN・TP流達負荷量を各月の日数に応じ合算して月別TN・TP流達負荷量とした。

3.6.3 面源TN・TP流達負荷量の算定

文献³⁸⁾のマクロモデルでは、面源からのTN・TP流達負荷量は降水量のべき乗に比例するとされている。ただし、水流出解析結果を利用できる今回は、河川への日平均水流出量のべき乗に比例すると仮定した。

ここで、窒素に関しては、肥料中に含まれる窒素が酸化的な畑地や樹園地で速やかに硝酸態に変わるため、土壌吸着性(残留性)が低い。そのため、畑地の窒素収支を検討した事例³⁹⁾において、降雨と施肥によるインプット量と作物吸収、系外流出、および脱窒などによるアウトプット量が等しいことが示されているため、河川への水流出量に伴い流出すると考えられる。

一方、リンに関しては、土壌に吸着されやすいため、その多くは土壌とともに流出するが、現状では土壌流出量がわからない。そのため、河川への水流出量に伴い流出すると考えるのではなく、文献³⁸⁾と同様に雨によって流出すると仮定した。また、果樹園からのTN・

TP流達負荷量は、降水量だけでなく、園地内の窒素・リン量にも依存する。

そこで、果樹園からのTN・TP流達負荷量については、園地に存在する窒素・リン量のべき乗にも比例するとした。なお、水田および畑地からのTN・TP流達負荷量も果樹園と同様に考えるべきであるが、本流域におけるTN・TP流達負荷量に占める水田と畑地の割合は果樹園に比べて小さいため、日平均水流出量のべき乗のみに比例するとした。ただし、リンに関しては、土壤中に吸着しやすく溶脱率も非常に小さいことから水に溶出しにくい窒素と異なり雨水による流出とする。以下の式(3-27)から式(3-30)に、面源の日TN・TP流達負荷量 DL の算定式を示す。

$$\begin{array}{l} \text{果樹園以外}(i=1\sim 4) \\ \text{(TN)} \end{array} \quad DL_{i,j} = \sum_{n=1}^2 k_{i,n} A_i Q_{j,n}^a \quad (3-27)$$

$$\begin{array}{l} \text{果樹園}(i=5) \\ \text{(TN)} \end{array} \quad DL_{5,j} = \sum_{n=1}^2 k_{5,n} A_5 Q_{j,n}^a M_{j,n}^b \quad (3-28)$$

$$\begin{array}{l} \text{果樹園以外}(i=1\sim 4) \\ \text{(TP)} \end{array} \quad DL_{i,j} = k_{i,j} A_i R_j^a \quad (3-29)$$

$$\begin{array}{l} \text{果樹園}(i=5) \\ \text{(TP)} \end{array} \quad DL_{5,j} = k_{5,n} A_5 M_{j,n}^a R_j^b \quad (3-30)$$

ここに、 i は土地利用(1：市街地，2：水田，3：畑地，4：森林，5：果樹園)， j は日(1～365日)， n は水流出過程(1：表面・中間流出，2：基底流出)， A は土地利用面積割合， Q は日平均水流出量(表面・中間流出量または基底流出量)， R は日雨量， M は果樹園に存在する窒素・リン量， k ， a ， b はモデル係数である。

果樹園に存在する窒素およびリン量は、前日までの残留量($M_{j-1,n} - DL_{5,j-1}$)に当該日の余剰量を加えたものになる。また、果樹園に関しては前年の秋に施肥した秋肥が次年度の残留肥料として植物の生長に必要となる。しかし、今回は残留肥料のデータを得ることができなかったため、全体肥料の秋肥分(全体の30%)が次年度の残留肥料(初期量)になると仮定して計算を行った。

3.7 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

3.7.1 概要

河川に排出された汚濁物質は、流下過程において、その河川の特有の物理学的、化学的、生物学的な作用を受けて量的および質的に変化する。汚濁物質が流下するにつれて減少する現象が河川での自浄作用あるいは自然浄化作用と呼ばれている⁴⁰⁾。

今回、これらの自浄作用によって、汚濁負荷量が除去される速度を自浄係数として表す。生物学的な浄化作用とは水中微生物および河床付着微生物の活動による分解、吸着、沈殿等による減少のことであり、その際に伴う酸素消費速度のことを示す。物理学的、化学的な浄化作用とは河床にある土壌への吸着や分散などであり、その際に伴う除去速度のことを示す。

3.7.2 基礎方程式

石塚・溝口⁴¹⁾の方法に従い、拡散過程と濃度の時間変化を考慮しない一次元定常移流方程式を用いて、河川水中TN・TP濃度を年単位および月単位で算定した。流下方向に x 軸を取ると方程式は式(3-31)で表される。

$$v \frac{dc}{dx} = -\lambda c + S \quad (3-31)$$

ここに、 c はTN・TP濃度(mg/L)、 v は河川流速(m/min)、 λ は自浄係数(1/min)、 S は流域からのTN・TP外部負荷量(mg/min/m²)である。

第4章 果樹園TN・TP原単位の算出および有効性

4.1 概要

紀の川流域では、水道水の異臭味問題や流域からの栄養塩類の負荷対策である総量規制などの課題に対処するために、流域から排出される汚濁負荷量(排出負荷量)を把握することが重要である。排出負荷源は、大きく分けて2種類あり、人間活動から発生する生活排水由来の生活系、事業所から発生する工場排水由来の産業系などの点源(特定汚染源)、森林、畑、果樹園、水田、市街地などの面源(非特定汚染源)に分類される。原単位法とは、実測データが乏しい場所に対して、流域内のTN・TP排出負荷量を計算する手法である。算定方法を式(4-1)に示す。

$$\text{TN・TP排出負荷量}=\text{TN・TP原単位}\times\text{統計データ} \quad (4-1)$$

流域からの栄養塩類の排出負荷対策は、閉鎖性海域や湖沼に流れ込む河川流域で積極的に行われており、点源については下水道や浄化槽の整備、排水規制の強化、高度排水処理技術の導入といった取り組みが進められている。その一方、面源に対する対策は進んでおらず、その重要性が指摘されている⁸⁾。本研究で対象とする紀の川流域では、蜜柑、柿、桃などの果樹栽培が盛んなため、点源対策だけでなく、農地を対象とした面源対策も重要である。しかし、和歌山県で定めているCOD、TN、TPに係る総量削減計画には、「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律等の活用を通じて肥料の施用量の低減等を図るものとする」という記載があるだけで、具体的な動きには至っていない。

ここで、下水道整備に関連して正確な原単位が得られている生活排水や産業排水とは異なり、農地の原単位は不明確な点が多く、農地からのTN・TP排出負荷量は作物種、収穫量、施肥量などに左右される。果樹栽培が盛んな紀の川流域においては、文献値を使用するのみでなく、対象地域に合った原単位を算出することに有効性がある。

そこで、本章では紀の川流域を対象として、現地調査によらずに果樹園における栄養塩類の原単位を算出する方法について検討した。また、算出された栄養塩類の原単位の適用性や有用性についての考察を行った。

4.2 研究方法

本章の研究概要図を図4-1に示す。本章の検討内容を以下に示す。

<2> 原単位法を用いた排出負荷量解析

<2-1> 果樹園のTN・TP原単位(年間・月別)の算出

<2-2> TN・TP排出負荷量の算定

なお、本章での研究対象期間は、第5次総量規制の前後である1995年から2006年を対象期間としている。<2>原単位法を用いた排出負荷量解析では、<2-1>果樹園のTN・TP原単位(年間・月別)を次項の4.3および4.4で示す。続いて、<2-2>TN・TP排出負荷量は、原単位法によって算定した。

ここで、生活系TN・TP排出負荷量を算定するために、表4-1の紀の川流域における2004年の市町村毎の人口と生活排水処理形態別普及率、表4-2のTNとTPの発生負荷原単位と生活排水処理形態別排出率を使用する。和歌山県の公共下水道普及率は2009年でも全国的に見て、ワースト2位となっていることから普及率の低さがわかる。一方、産業系TN・TP排出負荷量を算定するために、表4-3に例として1998年の和歌山県における中分類別の排出負荷原単位を使用した。

面源TN・TP負荷量を算定するために、果樹園以外のTN原単位は、森林が440kg/year/km²、水田が1,280kg/year/km²、畑地が6,900kg/year/km²、市街地が1,620kg/year/km²、TP原単位は、森林が34kg/year/km²、水田が165kg/year/km²、畑地が72kg/year/km²、市街地が190kg/year/km²である¹⁰⁾。

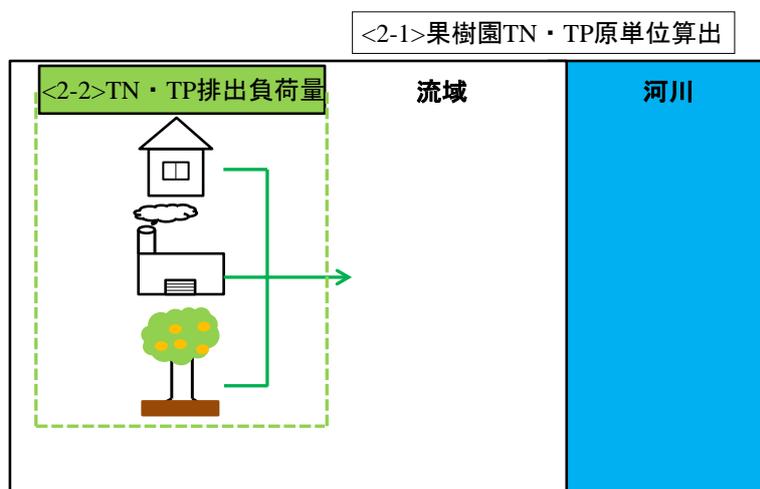


図 4-1 研究方法の概略図

表 4-1 紀の川流域における行政界人口および生活排水処理形態別普及率(2004 年)

県	市町村	人口(人)	普及率(%)				
			公共下水道	単独処理浄化槽	合併処理浄化槽	汲み取り式	農業集落排水施設
和歌山県	和歌山市	380,483	18.3%	41.6%	16.6%	23.5%	0.0%
	海南市	43,968	0.0%	29.2%	13.5%	57.3%	0.0%
	橋本市	54,588	9.1%	40.4%	43.4%	7.1%	0.0%
	打田町	15,253	0.0%	8.4%	24.2%	67.4%	0.0%
	粉河町	16,148	0.0%	19.3%	25.4%	55.4%	0.0%
	那賀町	8,699	0.0%	19.9%	18.2%	61.9%	0.0%
	桃山町	8,067	0.0%	12.0%	30.5%	57.5%	0.0%
	貴志川町	21,136	11.1%	10.2%	32.7%	45.9%	0.0%
	岩出町	50,697	0.0%	12.3%	31.6%	56.1%	0.0%
	かつらぎ町	19,497	27.3%	9.6%	11.9%	51.2%	0.0%
	高野口町	14,805	9.7%	42.3%	7.5%	40.4%	0.0%
	九度山町	5,647	27.9%	36.6%	4.9%	30.6%	0.0%
	高野町	4,900	71.1%	1.5%	6.9%	20.5%	2.9%
	野上町	7,929	0.0%	22.0%	22.3%	55.7%	6.2%
美里町	3,774	0.0%	25.8%	22.4%	51.8%	0.0%	
奈良県	五條市	33,949	35.1%	17.5%	3.8%	43.6%	0.0%
	御所市	32,936	16.0%	39.0%	10.9%	34.1%	0.0%
	大宇陀町	8,631	42.2%	19.4%	7.9%	30.4%	0.0%
	高取町	7,932	8.2%	10.2%	35.1%	46.4%	0.0%
	吉野町	10,382	14.0%	26.1%	7.2%	52.8%	0.0%
	大淀町	20,144	22.6%	51.9%	1.9%	23.6%	0.0%
	下市町	7,986	10.2%	38.0%	8.9%	42.9%	0.0%
	黒滝村	1,079	0.0%	0.0%	59.9%	40.1%	0.0%
	西吉野村	3,613	0.0%	11.3%	15.1%	73.7%	0.0%
	天川村	1,877	33.4%	12.5%	22.6%	31.6%	0.0%
	川上村	2,204	0.0%	75.7%	7.3%	16.9%	0.0%
	東吉野村	2,605	0.0%	8.9%	22.2%	68.9%	0.0%
合計	788,929	-	-	-	-	-	

表 4-2 発生負荷原単位および生活排水処理形態別排出率

項目	発生負荷原単位 (g/day/人)	処理形態別排出率 (%)				
		公共下水道	単独処理浄化槽	合併処理浄化槽	汲み取り式	農業集落排水施設
TN	11.0	61.0	77.1	70.0	18.2	49.0
TP	1.3	39.0	91.7	92.0	30.8	64.0

表 4-3 産業系の中分類別排出負荷原単位(1998 年)

番号	中分類 項目	排出負荷原単位 (g/day/百万円)	
		TN	TP
12	食料品	5.03	0.86
13	飲料・たばこ・飼料	2.04	0.28
14	繊維工業	11.86	1.71
15	衣服・その他の繊維製品	0.44	0.06
16	木材・木製品(家具を除く)	0.01	0.00
17	家具・装備品	0.42	5.33
18	パルプ・紙・紙加工品	5.49	0.64
19	出版・印刷・同関連産業	0.13	0.03
20	化学工業	5.35	0.67
21	石油製品・石炭製品	0.33	0.12
22	プラスチック製品	0.30	0.13
23	ゴム製品	0.10	0.14
24	なめし革・同製品・毛皮	10.50	1.23
25	窯業・土石製品	0.87	0.30
26	鉄鋼業	33.67	0.02
27	非鉄金属	0.00	0.00
28	金属製品	1.19	1.21
29	一般機械器具	0.17	0.17
30	電気機械器具	0.91	0.21
31	輸送用機械器具	1.02	0.91
32	精密機械器具	0.50	0.13
34	その他	3.62	3.41

4.3 果樹園におけるTN原単位算出方法

4.3.1 概要

市街地，農地，森林などの面源の原単位算出法として，発生負荷を対象に物質収支をとる方法(発生負荷原単位法)が提示されている^{7),8)}．発生負荷原単位法は対象流域におけるインプット情報(施肥量，降水由来の負荷量など)やアウトプット情報(作物収穫量，排出負荷量など)を使って物質収支から原単位を算出する方法であり，この場合は，現地における計測が基本とされている．しかし，物質収支に関する情報が公開資料から得られるならば，現地計測を実施しなくても原単位の算出が可能である．そこで，本研究では発生負荷原単位法に基づいて，現地調査によらずに果樹園における栄養塩類の原単位を算出する方法の検討を行った．

4.3.2 窒素収支式

果樹園のTN原単位は，式(4-2)に示す園地内の窒素収支式を用い，JAの肥料データなど，比較的入手が容易な情報を利用して算出した．

$$A-B-C+D=E \quad (4-2)$$

ここに，*A*は肥料中窒素量，*B*は作物吸収量，*C*は脱窒量，*D*は大気降下量，*E*は余剰量である．園地内の窒素収支には，土壌吸着分や落葉・落果由来の窒素も含まれるが，これらに対する量的データはなく，影響は不明である．

そこで，今回は肥料および大気由来成分のみが河川へ流出すると仮定した．果樹園の年間窒素収支をゼロとすると，この式の余剰量が果樹園からのTN排出負荷量に相当する．

4.3.3 市町村毎における窒素の施肥量算定

市町村毎の施肥量を算定するにあたっては，各市町村の施肥量基準を管轄するJAの施肥量データと市町村毎の栽培面積が必要となる．ここで，紀の川流域内における各市町村を管轄するJAは和歌山県で4つあり，奈良県では1つである．和歌山県を管轄するJAは，JAわかやまが和歌山市，JA紀の里が岩出町，打田町，粉河町，那賀町，貴志川町，桃山町，JAながみねが海南市，野上町，美里町，JA紀北かわかみがかつらぎ町，高野口町，橋本市，九度山町，高野町である．一方，奈良県は，JAならが奈良県全域を管轄している．しかし，今回はJAならの施肥量データを得ることができなかった．そこで，奈良県は，和歌山県と同様に柿などの栽培が多いことから，奈良県側の流域内市町村におけるTN原単位に紀の川

流域の平均TN原単位を使うこととする。また、今回のTN原単位算出を行うにあたっては、紀の川流域の果樹栽培で85%近くを占めている蜜柑、八朔、桃、柿の4作物を対象とする。

表4-4に代表としてJA紀の里の肥料データと肥料中窒素成分率を示しており、表4-5に各市町村の栽培面積⁴²⁾を示す。これらのデータを用いることによって市町村毎における窒素の施肥量を算定できる。なお、JAの肥料時期は旬単位で決められているため、施肥量は旬単位に比例配分した。例えば、3月の柿の施肥量は、上旬が20kg/10a、中旬が20kg/10aとなる。また、今回は化学肥料の流出のみを対象としている。算定した市町村毎の窒素施肥量は式(4-2)のAになる。なお、リンの施肥量も同様の方法で算定した。

4.3.4 作物吸収窒素量

作物吸収量は、蜜柑、桃、柿、その他の作物によって特徴が異なるが、通常は幼木から老木になるにつれて吸収量が増加する。これは、幼木と老木における吸収窒素の分配率に関係する。幼木が吸収する窒素の大部分は、栄養体の肥大に多く使われる。一方の老木は、栄養体の肥大に加え、果実による収奪と落葉による新陳代謝などに多く窒素が使われる⁴³⁾。作物吸収量は、土地条件などによっても異なることから現地で実測を行う必要があり、前年に施肥した窒素量が残留窒素として翌年の吸収に適用されることもあるため、厳密な値を決定するには長期間に渡る実測調査が必要になる。しかし、流域内での作物吸収量データを得ることができなかった。

そこで、作物吸収量は、果樹栽培に関する文献に示されている数値を利用する。文献に示している単位面積あたりの年間作物吸収量は、それぞれ蜜柑および八朔1,000(kg/km²)⁴³⁾、桃1,000(kg/km²)⁴⁴⁾、柿1,200(kg/km²)⁴⁵⁾である。ただし、利用した作物吸収量の文献値は年間の数値であり、月別TN原単位の算出では文献値を12で除した月平均値を使用している。算定した市町村毎の作物吸収窒素量は式(4-2)のBになる。

表 4-4 果樹園における施肥時期と窒素施肥量 (JA 紀の里, 単位は kg/10a)

施肥時期	1月	2月	3月			4月	5月	6月			7月	8月			9月			10月			11月			12月
			上旬	中旬	下旬			上旬	中旬	下旬		上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	
蜜柑			(3)140													(3)160								
八朔			(5)160						(5)140						(6)40						(5)160			
桃									(1)40				(3)60						(1)140					
柿			(7)40						(2)60										(1)160	(4)60				

凡例 (1)紀の里1号配合(N=6%) (2)化成高度550(N=5%) (3)紀の里3号配合(N=7%) (4)千代田化成549(N=15%) (5)紀の里2号配合(N=8%)
 (6)アラジン403(N=14%) (7)楽園(N=9%)

表 4-5 流域内の果樹園栽培面積 (和歌山県) (2004 年)

市町村	栽培面積(km ²)				
	蜜柑	八朔	桃	柿	合計
和歌山市	5.09	0.48	0.15	0.27	5.99
橋本市	0.28	0.03	0.02	5.70	6.03
打田町	1.14	1.40	0.56	0.64	3.74
粉河町	4.55	2.63	2.29	3.45	12.92
那賀町	2.81	0.84	0.36	1.60	5.61
桃山町	0.95	0.50	2.35	0.98	4.78
貴志川町	0.36	0.65	0.32	0.17	1.50
岩出町	0.02	0.06	0.02	0.02	0.12
かつらぎ町	1.89	0.67	1.38	8.86	12.80
高野口町	0.08	0.01	0.00	1.10	1.19
九度山町	0.12	0.02	0.05	3.40	3.59
高野町	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
野上町	1.24	0.21	0.01	0.39	1.85
美里町	0.17	0.03	0.00	1.87	2.07
海南市	1.93	0.49	0.19	0.36	2.97
下津町	9.92	0.09	0	0.08	10.09

4.3.5 脱窒量

施与された窒素は、土中の微生物によって無機化され、作物が吸収しやすい形態になる。しかし、窒素の形態は、有機態と無機態だけでなく、無機態になった窒素は硝化作用によって気体となり、大気中に揮散放出される。これを脱窒作用という。脱窒量は、硝化作用に関与する土壌中のpH値や嫌氣的条件、好氣的条件⁴⁶⁾、さらには気候条件などによって値が大きく異なる。

しかし、作物吸収量と同様に流域内の脱窒量データを得ることができなかつたため、今回は同様の研究で用いられている化学肥料窒素施与量の20%が脱窒するという文献値⁴⁷⁾を用いることにした。算定した脱窒量は式(4-2)のCになる。

4.3.6 大気降水量

大気降水量は、流域内の和歌山県の観測点で週1回の頻度で測定された降水中の硝酸イオンとアンモニウムイオン濃度、および国土交通省観測所の時間降水量データを使って算定

した。なお、乾性降水量のデータは得られなかったため考慮していない。算定した大気降水量は式(4-2)の D になる。

4.3.7 その他の項目

今回の窒素収支式では、施肥量(A)と作物吸収量(B)、脱窒量(C)、大気降水量(D)を考慮しているが、他にも窒素固定量や堆肥散布によるアンモニア揮散などがある。

窒素固定とは、植物と土壌微生物が不利な点を補い合う共生的窒素固定のことであり、微生物は植物からエネルギー源として炭水化合物を受け取り、植物へは大気中の窒素ガスやアンモニアを変換して与える。しかし、これらの作用は豆科牧草やイネ科牧草では無視できないが、それ以外の植物に限ってはごく微量に作用する⁴⁶⁾。そのため、本研究では、窒素固定を考慮しないものとする。

堆肥散布によるアンモニア揮散について、松中⁴⁶⁾は、農地からのアンモニア揮散は、家畜糞尿を土壌表面へ施与した場合に発生するとしている。一方、化学肥料由来の窒素は、特別なアルカリ土壌でない限り表面施与であってもアンモニア揮散は少ないとしている。さらに、流域内の肥料において完熟堆肥は、本研究のTN原単位を算定する上で考慮しないことに加え、流域内を含め、和歌山県のほとんどの農地は黒ボク土であるために、本研究ではアンモニア揮散は考慮しないものとする。

4.3.8 果樹園TN原単位算出法

果樹園のTN原単位は、式(4-2)の余剰量を栽培面積(H)で除すことで得られる。今回は脱窒量や大気降水量の有無を考量して、以下の4ケースのJA毎でTN原単位を求めた。また、この方法では作物種毎のTN原単位が算出されるが、今回は4種の平均値を果樹園のTN原単位として利用した。

$$\text{Case1 : TN原単位} = (A - B) / H \quad (4-3)$$

$$\text{Case2 : TN原単位} = (A - B - C) / H \quad (4-4)$$

$$\text{Case3 : TN原単位} = (A - B + D) / H \quad (4-5)$$

$$\text{Case4 : TN原単位} = (A - B - C + D) / H \quad (4-6)$$

4.4 果樹園におけるTP原単位算出方法

TN原単位と同様に肥料および大気由来成分のみが河川へ流出すると仮定した。ただし、土壌に吸着されやすいリンの場合、その多くは土壌とともに流出するが、現状では土壌流出量が不明である。そのため、肥料および大気由来成分のみを考えた場合でも、TNのよう

表 4-6 果樹園における施肥時期とリン施肥量 (JA 紀の里, 単位は kg/10a)

施肥時期	1月	2月	3月			4月	5月	6月			7月	8月			9月			10月			11月			12月
			上旬	中旬	下旬			上旬	中旬	下旬		上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	上旬	中旬	下旬	
蜜柑		(8)60	(3)140														(3)160							
八朔		(8)60	(5)160						(5)140							(6)40						(5)160		
桃									(1)40				(3)60							(1)140				
柿			(7)40						(2)60											(1)160	(4)60			

凡例 (1)紀の里1号配合(P=8%) (2)化成高度550(P=15%) (3)紀の里3号配合(P=7%) (4)千代田化成549(P=14%) (5)紀の里2号配合(P=5%)
(6)アラジン403(P=10%) (7)楽園(P=6%) (8)B M リンスター(P=30%)

な園地内の物質収支を考慮することが難しい。そこで今回は、施肥量、大気降下量、および既往文献⁹⁾に記載されている流出率(リン投入量あたりの溶脱率)を利用して、式(4-7)によりJA毎のTP原単位算出を試みた。

$$TP \text{ 原単位} = (A + D) \times I / H \quad (4-7)$$

ここに、Aは肥料中リン量、Dは大気降下量、Iは流出率である。肥料中リン量の計算法は窒素と同じであり、表4-6に代表としてJA紀の里の肥料データと肥料中リン成分率を示す。リンの大気降下量は、湿性および乾性降下量のデータが得られなかったため考慮していない。

流出率は、既往文献⁹⁾に基づいて0.58%とした。ただし、この数値には土壌流出分が含まれていないため、得られたTP原単位を用いた場合には土壌流出を伴うような降雨時のTP負荷量は含まれない。

4.5 解析結果

市町村毎の窒素施肥量と作物吸収窒素量を表4-7と表4-8に示し、市町村毎のリン施肥量を表4-9に示す。これらのデータを利用したTP原単位の算出結果を表4-10に示す。

TN原単位は、流域平均で6,362~11,206kg/year/km²となった。Case1とCase2を比べると、脱窒を考慮することによりTN原単位が約40%小さくなっている。今回は脱窒量を施肥量の20%としたが、作物吸収量が施肥量の50%程度を占めるため、TN原単位で比較すると約40%の減少になった。また、Case1とCase3またはCase2とCase4の比較により、大気降下量を考慮することで、TN原単位が5~10%大きくなるのがわかる。今回は、乾性降下量を考慮していないが、他地域では全降下量に対する乾性の割合が30%から40%との報告⁴⁸⁾があるため、現地においても乾性降下量を加えることでTN原単位が数%大きくなる可能性がある。

次に、流域内の農地を対象としたTN原単位の報告例がないため、算出結果を文献値¹⁰⁾と比較する。果樹園に対する文献値は、愛媛県の蜜柑(14,500kg/year/km²)や愛知県のナシ・ブドウ(14,200~16,300kg/year/km²)で、算出結果は文献値と同程度以下になった。原単位の算出精度を上げるためには、作物吸収量、脱窒量、大気降下量などに関する対象地域内の詳しい情報を集めれば良い。また、現地計測が可能ならば、園地内で作物吸収量、脱窒量、

表 4-7 市町村毎の窒素施肥量

市町村	窒素施肥量(kg)				合計
	蜜柑	八朔	桃	柿	
和歌山市	142,520	0	6,090	8,883	157,493
橋本市	6,160	960	240	106,020	113,380
打田町	23,940	59,360	6,720	9,216	99,236
粉河町	95,550	111,512	27,480	49,680	284,222
那賀町	59,010	35,616	4,320	23,040	121,986
桃山町	19,950	21,200	28,200	14,112	83,462
貴志川町	7,560	27,560	3,840	2,448	41,408
岩出町	420	2,544	240	288	3,492
かつらぎ町	41,580	21,440	16,560	164,796	244,376
高野口町	1,760	320	0	20,460	22,540
九度山町	2,640	640	600	63,240	67,120
高野町	0	0	0	186	186
野上町	25,668	7,182	138	8,853	41,841
美里町	3,519	1,026	0	42,449	46,994
海南市	39,951	16,758	2,622	8,172	67,503
下津町	205,344	3,078	0	1,816	210,238

表 4-8 市町村毎の作物吸収窒素量

市町村	窒素吸収量(kg)				合計
	蜜柑	八朔	桃	柿	
和歌山市	50,900	0	1,500	3,240	55,640
橋本市	2,800	300	200	68,400	71,700
打田町	11,400	14,000	5,600	7,680	38,680
粉河町	45,500	26,300	22,900	41,400	136,100
那賀町	28,100	8,400	3,600	19,200	59,300
桃山町	9,500	5,000	23,500	11,760	49,760
貴志川町	3,600	6,500	3,200	2,040	15,340
岩出町	200	600	200	240	1,240
かつらぎ町	18,900	6,700	13,800	106,320	145,720
高野口町	800	100	0	13,200	14,100
九度山町	1,200	200	500	40,800	42,700
高野町	0	0	0	120	120
野上町	12,400	2,100	100	4,680	19,280
美里町	1,700	300	0	22,440	24,440
海南市	19,300	4,900	1,900	4,320	30,420
下津町	99,200	900	0	960	101,060

表 4-9 市町村毎のリン施肥量

市町村	リン施肥量(kg)				合計
	蜜柑	八朔	桃	柿	
和歌山市	132,340	0	5,655	8,087	146,082
橋本市	9,800	1,056	576	224,580	236,012
打田町	44,460	63,000	8,960	10,539	126,959
粉河町	177,450	118,350	36,640	56,810	389,250
那賀町	109,590	37,800	5,760	26,347	179,497
桃山町	37,050	22,500	37,600	16,137	113,287
貴志川町	14,040	29,250	5,120	2,799	51,209
岩出町	780	2,700	320	329	4,129
かつらぎ町	66,150	23,584	39,744	349,084	478,562
高野口町	2,800	352	0	43,340	46,492
九度山町	4,200	704	1,440	133,960	140,304
高野町	0	0	0	394	394
野上町	36,022	8,694	115	12,090	56,921
美里町	4,939	1,242	0	57,970	64,151
海南市	56,067	20,286	2,185	11,160	89,698
下津町	288,176	3,726	0	2,480	294,382

表 4-10 果樹園における年間 TN・TP 原単位算出結果

TN原単位(kg/year/km ²)						
年間	各JA		Case1	Case2	Case3	Case4
	JAわかやま		17,004	11,745	17,489	12,231
	JA紀の里		11,628	7,207	12,206	7,784
	JA紀北かわかみ		7,335	3,545	7,965	4,175
	JAながみね		11,271	6,953	11,809	7,492
	流域平均		10,628	6,362	11,206	6,939
TP原単位(kg/year/km ²)						
年間	JAわかやま	JA紀の里	JA紀北かわかみ	JAながみね	流域平均	
	141	175	221	173	186	

表 4-11 果樹園における月別 TN 原単位算出結果

年間TN原単位(kg/year/km ²)							7,784
月別 TN原単位 (kg/month/km ²)	1月	2月	3月	4月	5月	6月	
	15	29	3,222	26	39	1,402	
	7月	8月	9月	10月	11月	12月	
	110	87	434	349	2,059	12	

表 4-12 果樹園における月別 TP 原単位算出結果

年間TP原単位(kg/year/km ²)							175
月別 TP原単位 (kg/month/km ²)	1月	2月	3月	4月	5月	6月	
	29	29	30	0	0	15	
	7月	8月	9月	10月	11月	12月	
	0	3	12	33	24	0	

大気降下量を測定することにより、より正確な原単位の算出が可能になる。

TP原単位は、流域平均で186kg/year/km²となった。TNと同様に文献値¹⁰⁾と比較すると、算出結果は、愛媛県の蜜柑(125kg/year/km²)や愛知県のナシ・ブドウ(43~81kg/year/km²)よりも大きな値を示した。TP原単位の算出では、園地内の物質収支を考慮していないため、算出結果の精度はTNほど高くない。精度向上のためには、流出率に関する公開情報の収集が望まれる。また、リンの土壌吸着性や土壌流出量について現地調査できれば、TNと同じように物質収支に基づいた方法を検討することも可能になる。

JA紀の里の月別TN・TP原単位算出結果を表4-11と表4-12に示す。月別TN原単位は12~3,222kg/month/km²であり、月別TP原単位は2.9~32.9kg/month/km²となり、施肥時期に大きくなる傾向を示した。特に、TPに関しては、JA紀の里の施肥時期を示す表4-6からも1月や2月など冬季に施肥していることからTP原単位も同様に大きくなっていることがわかる。そのため、果樹園に存在する窒素量およびリン量は、月によって大きく異なることが示され、果樹園が広く分布する農業集水域を対象にした河川水質評価では、年間TN・TP原単位ではなく月別TN・TP原単位を用いることの重要性を示唆している。

図4-1は、原単位法¹⁰⁾を用いて奈良県を含めた紀の川流域のTNとTPの年間負荷量を算定

した結果である。一方、図4-2は、和歌山市を除いた年間TN・TP排出負荷量を算定した結果である。ここで、和歌山市からのTN・TP排出負荷量は、大部分が感潮域であることに加えて、本研究の栄養塩類濃度の要因分析は、紀の川の下流部までであるため、和歌山市を除いた場合の検討も実施している。TN・TP排出負荷量は、流域別下水道整備総合計画調査指針と解説¹⁰⁾に記載されている原単位法に準じている。

これによると、第5次のTN・TP排出負荷量は、未規制の第4次に対してTNが74%、TPが77%になっていることがわかる。一方、和歌山市を除いた場合には、TNが90%、TPが84%になっていることがわかる。さらに、発生源別に見ると、TNは畑地や樹園地からの排出量が多いこと、TPは産業排水に由来していることが特徴である。これより、TNに関しては、過剰な化学肥料の使用を抑えること等による環境負荷軽減に配慮した環境保全型農業の推進が望まれる。一方、TPに関しては、産業排水由来のTN・TP排出負荷量削減をより一層進めるとともに、第7次の時点で達成率が80%にとどまっている生活排水対策が重要と理解できる。そのため、総量規制を適用することによるTN・TP排出負荷量削減効果が明らかとなっている。

生活系や産業系などの流域からのTN・TP排出負荷量は、図4-1および図4-2より水質総量規制によって削減効果があることを確認した。一方、対策が実施されていない面源のTN・TP原単位には、同じ値を用いているため、両年のTN・TP排出負荷量に差は見られない。しかし、面源対策が実施された場合には、点源と同じように対策実施前後のTN・TP排出負荷量を比較する必要がある。

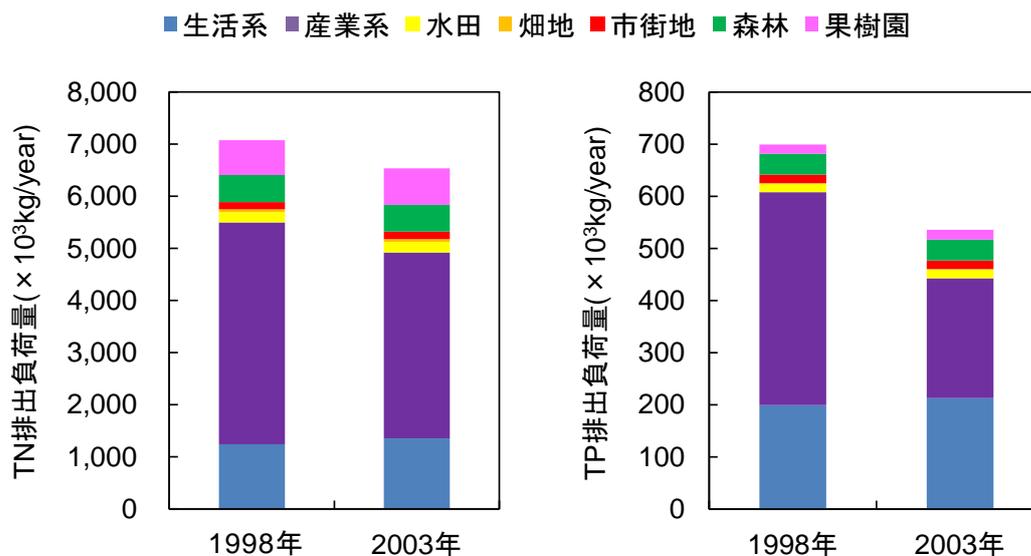


図 4-1 TN・TP 排出負荷量解析結果(第 4 次, 第 5 次)

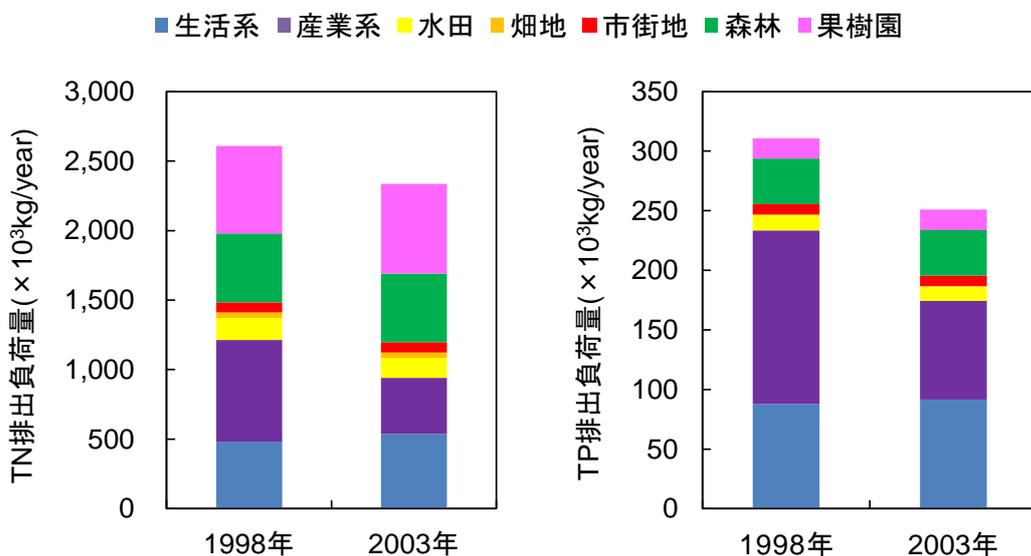


図 4-2 TN・TP 排出負荷量解析結果(第 4 次, 第 5 次 和歌山市除く)

例えば、果樹園からの栄養塩類流出負荷の抑制に関しては、施肥量管理が有効である。このような施肥量管理の効果を検討する場合には、今回のような果樹園における物質収支に基づいた原単位算出法が役に立つ。排出負荷原単位法では、施肥削減効果を現地計測により確認する必要があり、事前に施肥削減効果を原単位法により評価することが難しい。しかし、本研究で検討した方法の場合、インプット量に施肥量を使うため、施肥量に応じたTN・TP原単位を容易に算出できる。すなわち、果樹の成長を阻害しない施肥量を明らかにして、それをインプット量とすることで、施肥量削減後のTN・TP原単位を簡便に算出できる。参考として、図4-3に和歌山市を除いた2003年の施肥量を削減した場合のTN排出負荷量を示す。2003年より10%減らした場合には、和歌山市を除いた場合、果樹園のTN排出負荷量は25%減り、全体に占める割合も28%から22%にまで下がる。このように、今回提案する果樹園の原単位算出式には施肥量が含まれているため、生活系や産業系と同様に対策

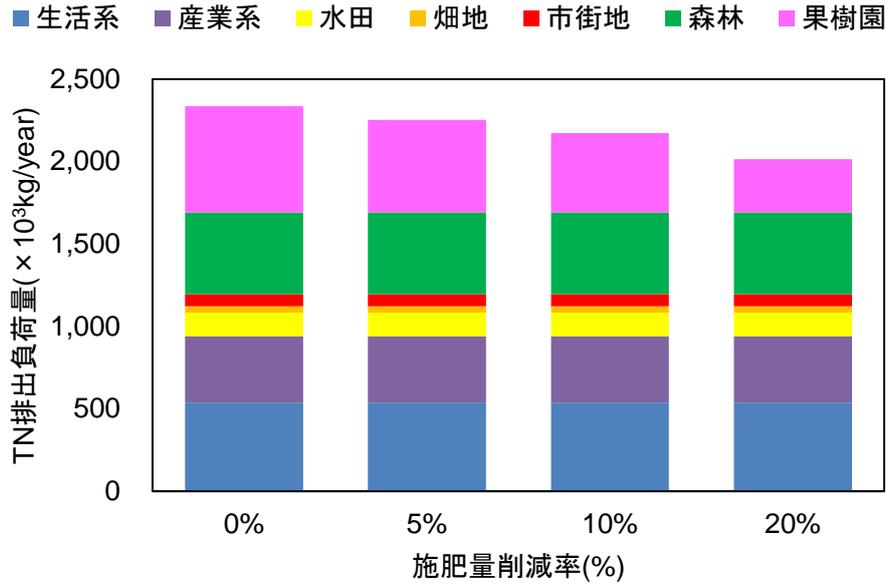


図 4-3 果樹園施肥量削減に伴う TN 排出負荷量解析結果 (2003 年)

実施に伴う TN・TP原単位や TN・TP負荷量の変化を簡便に評価できる。

4.6 まとめ

本章では、紀の川流域を対象として、現地調査によらずに果樹園における栄養塩類の TN・TP原単位を算出する方法を検討するとともに、算出された TN・TP原単位の適用性や有用性についての考察を行った。今回は、物質収支を利用した発生負荷原単位法に基づいた方法を検討した。その結果、現地調査によらずに公開情報だけを利用した場合でも、排出負荷量解析や河川水質解析に利用可能な TN・TP原単位を算出できることがわかった。

今回検討した方法の有用性としては、施肥量に応じた TN・TP原単位を簡便に算出できることである。この方法を使えば、施肥量管理による栄養塩類の流出抑制効果についての検討も容易に行える。また、今回の原単位算出方法は、月単位の TN・TP原単位を算出できることも利点である。すなわち、月単位の TN・TP原単位を算出できれば、流域からの TN・TP排出負荷量と河川水中の栄養塩類濃度の月変化の解析が可能になる。

第5章 柘榴川流域における河川TN濃度の季節変化

5.1 概要

栄養塩類の負荷量や河川水質に関する研究は、これまでに数多く行われている。例えば、河川から閉鎖性水域への負荷量を算定したもの⁴⁹⁾、流域の土地利用と水質の関係を調査したもの^{50),51)}、出水時を含んだ流域からの負荷特性を評価したもの^{52),53)}、河川下流部で植物プランクトンの増殖と水質の関係を評価したもの⁵⁴⁾⁻⁵⁶⁾、富栄養化傾向にある河川の水質を評価したもの⁵⁷⁾など、内容は様々である。

一方、農地を対象とした研究は、降雨による土壌流出水の水質特性を調査して汚濁発生特性を検討したもの⁵⁸⁾、濃度や流量の実測値から原単位を算定したもの⁵⁹⁾などがある。これらの研究はいずれも、現地調査から原単位や負荷量を算定したもので、対象農地からの負荷量の算定を主目的にしている。しかし、農地、特に施肥量の多い畑地や樹園地からの栄養塩類の流出が河川水質に与える影響については、十分な情報が蓄積されているとは言えず、農地からの負荷特性や河川水質特性に関する評価を進めることは非常に重要である。

そこで本章では、農業活動が盛んな紀の川流域の中でも特に蜜柑、桃、柿などを栽培する果樹園が広く分布する支川の柘榴川流域を対象にモデル解析を実施した。その結果、毎年10月から4月に見られるTN濃度の上昇について、特にTNの負荷特性および河川水質特性を行うことで考察した。

5.2 対象流域

5.2.1 地理・社会特性

紀の川は、流下するまでに粉河町や打田町、桃山町付近で紀の川の最大支川である一級河川の貴志川に合流する。紀の川と貴志川が合流する前に貴志川と合流するのが柘榴川である。柘榴川流域の土地利用図を図5-1に示す。柘榴川の流域面積は26km²、幹川流路延長が14kmと紀の川に比べると小さな河川である。柘榴川流域の行政界は、桃山町、打田町、粉河町である。

柘榴川流域の土地利用は森林が52%、果樹園が34%となっており、森林と果樹園のみで約90%を占めていることから柘榴川流域の土地利用は果樹園の栽培が非常に盛んであることがわかる。

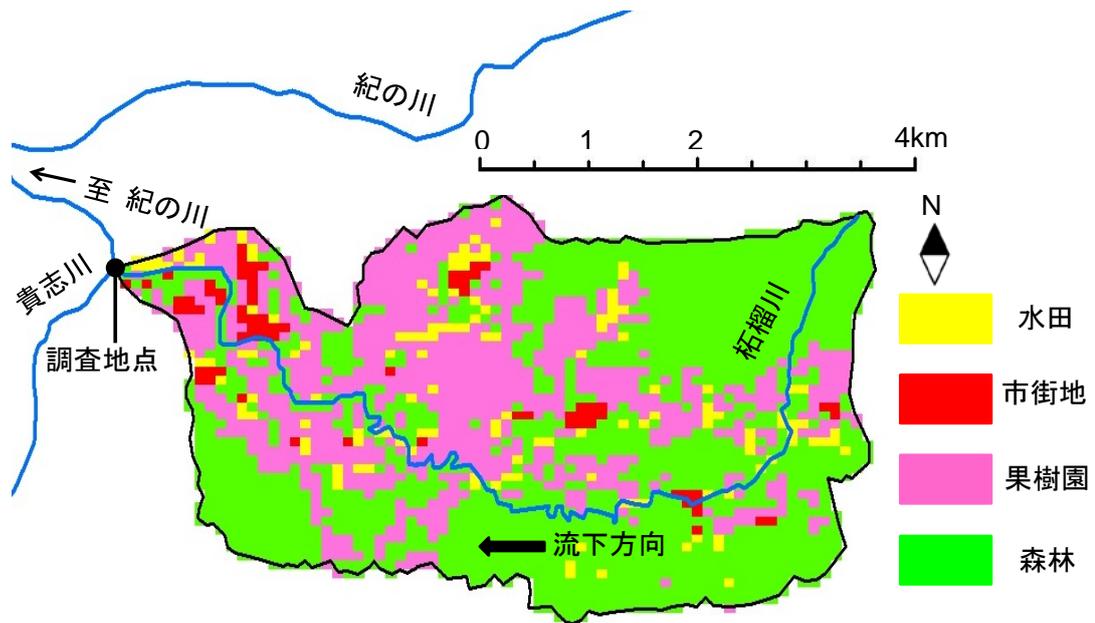


図5-1 柘榴川流域の土地利用図(1997年)

5.2.2 水質特性

図5-2に柘榴川における月平均TN濃度，図5-3に月平均TP濃度を示す．柘榴川の実測データはTN濃度が2000年から2006年にかけて，TP濃度は2005年の7月から2006年にかけて月2回の頻度で定期的に測定したデータを用いている．現地では，携帯用水質測定器(堀場製作所U-22)を用い，pHなどの一般水質項目を測定した．TN，TPの各濃度はポリ瓶に採水し，大学の実験室に持ち帰り，分析を行った．TN，TPはHACH社のDR/2500(簡易分析計)を用いて分析した．

柘榴川のTN濃度は，2月の値が3.5mg/Lと高い値を示し，そこから6月にかけて減少し，2.0mg/Lとなっている．しかし，また秋口に上昇を始め，10月には3.0mg/Lとまで上昇する．このように，TN濃度は，春から夏にかけて減少し，秋口にまた上昇するという特徴がある．一方，TP濃度は，夏場に水温や流量の低下などに伴う濃度上昇が見られるが，月毎の変化がTNほど明確ではない．

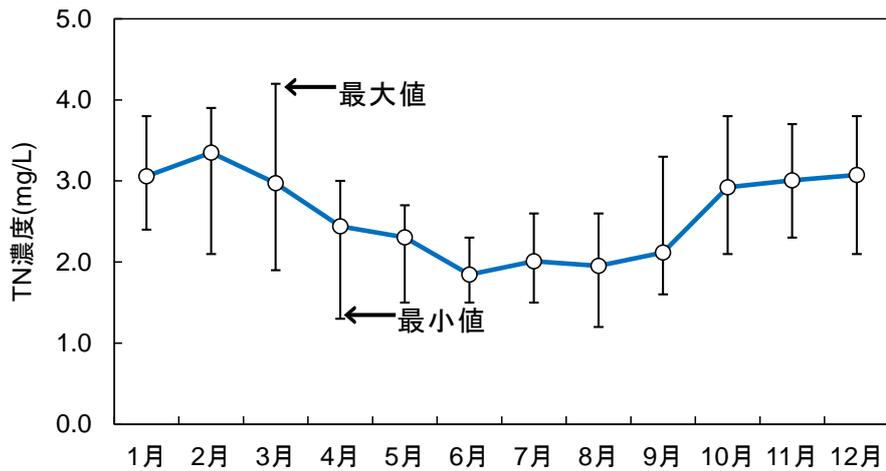


図5-2 柘榴川の月平均TN濃度変化

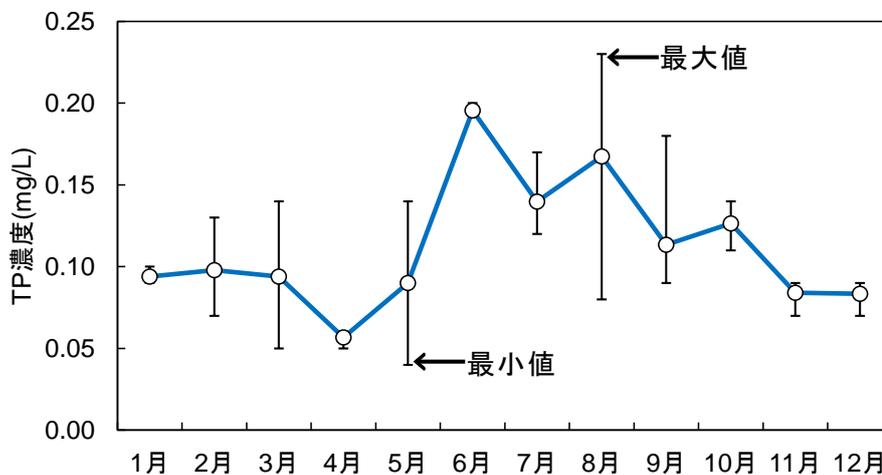


図5-3 柘榴川の月平均TP濃度変化

5.3 研究方法

本章の研究概要図を図5-4に示す。本章の検討内容を以下に示す。

- <1> 流域メッシュモデルの作成
- <2> 原単位法を用いた排出負荷量解析
 - <2-1> 果樹園のTN原単位(年間・月別)の算出
 - <2-2> TN排出負荷量の算定
- <3> 分布型水文流出モデルを用いた水流出解析
- <4> マクロモデルを用いた流達負荷量解析

(排出負荷量解析と水流出解析の結果を利用し、年間または月別TN流達負荷量を算定)
- <5> 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

(排出負荷量解析および流達負荷量解析の結果を利用し、年単位および月単位の河川水質を算定)

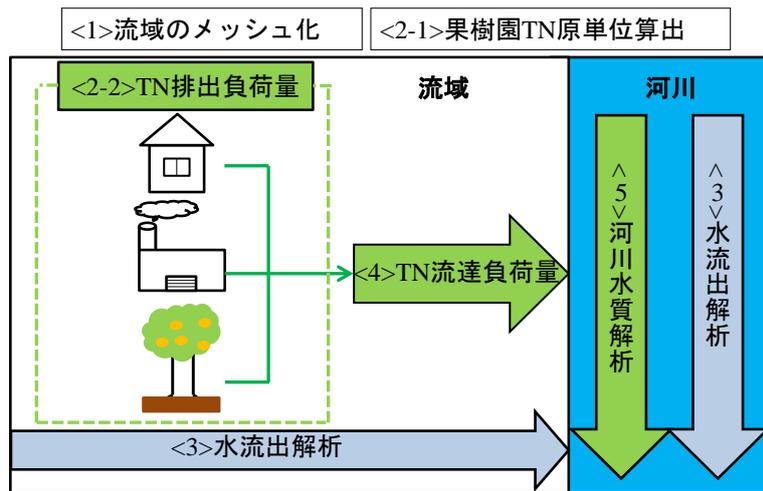


図 5-4 研究方法の概略図

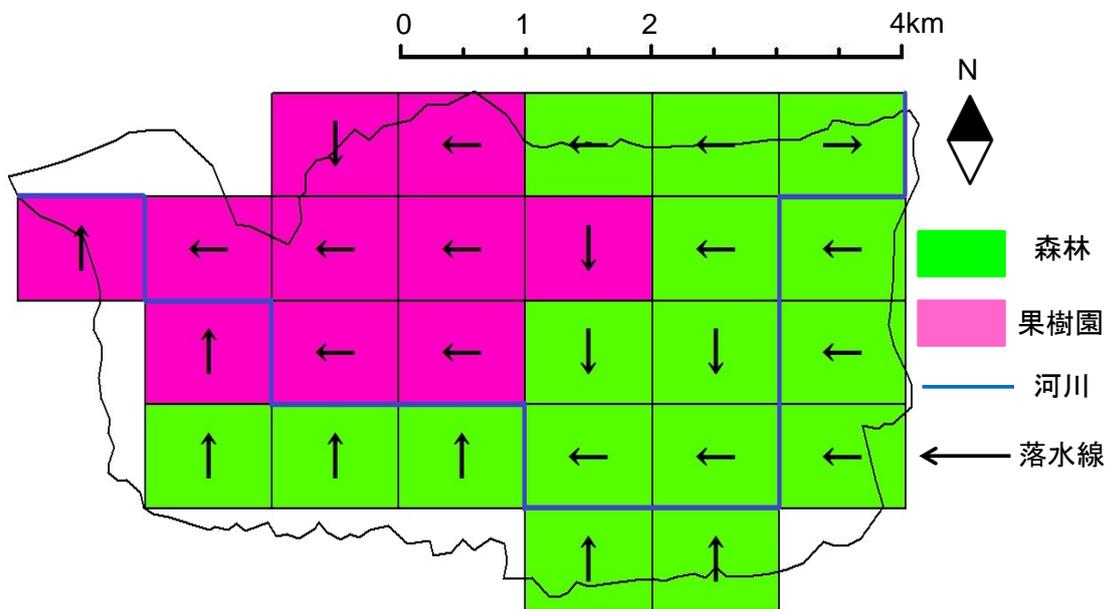


図5-5 柘榴川流域のメッシュモデル

石塚・江種が構築した分布型水文流出モデル¹²⁾に排出・流達負荷量解析モデルおよび河川水質解析モデルを組み合わせ、年単位および月単位の河川水質を予測した。なお、解析対象年は、野外調査データの多い2002年とした。

<1>流域メッシュモデルの作成については、3.2の通りである。分布型水文流出モデルを行うために柘榴川流域を図5-5に示す1kmメッシュで分割した。ここで、流域面積が1,750km²と大きい紀の川流域では2kmメッシュで分割を行ったが、流域面積が26km²と小さい柘榴川流域では1kmメッシュで分割を行った。メッシュ勾配は、標高データを利用してメッシュ内の最高値と最低値の差およびメッシュ幅から求めた。なお、落水線は隣接するメッシュ間4方向のうち最急勾配方向とした。また、図5-5のメッシュの色は、メッシュに占める割合が最も大きい土地利用の色である。

<2>原単位法を用いた排出負荷量解析では、<2-1>果樹園のTN原単位(年間・月別)を4.3.8の園地内の窒素収支式によって算出した式(4-6)に示したCase4の果樹園TN原単位を用いた。続いて、<2-2>TN排出負荷量を原単位法によって流域から排出される負荷量の算定を行った。

水流出解析は、<3>分布型水文流出モデルを用いた水流出解析(3.5)により算定した。解析を行うための流域メッシュモデルは、図5-5の通りである。ここで、柘榴川流域で使用したモデルパラメータは文献^{26),60)}の値を基本として設定した。森林遮断蒸発サブモデルに用いたパラメータは、柘榴川流域に特化したパラメータを用いる必要がある。そのために、和泉山地千手川流域で用いた値⁶¹⁾を基に、パラメータフィッティングを行い、柘榴川流域に合うように変更した。

使用したモデルパラメータは、表5-1に森林遮断蒸散サブモデル、表5-2に斜面・河道流出サブモデル、表5-3に浸透・蒸散サブモデルである。また、流出モデルメッシュ幅は1,000mである。

浸透・蒸散サブモデルに用いるパラメータは、上層のタンクIIIを線形としたため、べき定数は $P_I=1.0$ である。また、出水時の感度を上げるために文献値⁶¹⁾と同様に林地系の貯留定数(K_3 , K_4)の値を変更して、加えて流出に寄与する有効土層深 D_{16} と D_{50} の値を感度解析によって決定した。

斜面・河道流出サブモデルに用いるパラメータの斜面勾配は、各メッシュに算定した。A層厚は、土地利用が山地の場合を設定するために200mm、透水係数、有効空隙率はそれぞれ0.3cm/sec, 0.2(無次元)で一定とした。また、Kinematic wave法を解く数値解法としては、陽解法の一つであるLax-Wendroffスキームを用いた。1つのメッシュにおける空間差分間隔の個数は100個、差分時間間隔0.001hourに設定して、繰り返し計算を行った。

解析は、1年間毎に行うが、本モデルでは初期値に0を与えているため、計算開始時に河川流量や地下水流量などの流域に蓄積された水が0であり非現実的である。そこで全体の計算期間を2年間とし、最初の1年間を流域に水を蓄積する期間、後の1年間を解析結果とし、現実的になるようにした。

入力条件として、アメダス観測所で観測された1時間毎に変化する降水量・気温を与え、遮断蒸発サブモデルと浸透・蒸散サブモデルを計算し、各メッシュに1年間の有効降雨と地下水流出量を算定する。その次に、有効降雨と地下水流出量を入力条件として、斜面・河道サブモデルにより河道流出量を計算した。

表5-1 森林遮断蒸散サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
林内雨量比率	α_1	0.81
樹幹流比率	α_2	0.11
樹冠(タンク I)の最大貯留量(mm)	S_{1max}	1.44
樹冠(タンク II)の最大貯留量(mm)	S_{2max}	0.53
遮断蒸発強度(mm/hour)	e	0.21

表5-2 浸透・蒸散サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
流出寄与域率16%となる有効土層深(mm)	D_{16}	10.0
流出寄与域率50%となる有効土層深(mm)	D_{50}	50.0
林地系表層部(タンク III)の貯留定数(hour)	K_3	19.0
林地系下層部(タンク IV)の貯留定数($\text{mm}^{9/10}\text{hour}^{1/10}$)	K_4	300
直接流出の貯留べき定数	P_3	1.0
基底流出の貯留べき定数	P_4	0.08

表5-3 斜面・河道流出サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
斜面勾配(degree)	θ	0.286~5.7
粗度係数($\text{m}^{-1/3} \cdot \text{sec}$)	n	0.01~2
森林(0.1), 田(2.0), 畑(0.3), 市街地(0.01), 河川(0.01)		
A層厚(cm)	D	20.0
A層の有効間隙率(無次元)	γ	0.2
A層の透水係数(cm/sec)	k	0.3
空間差分間隔(m)	Δx	10.0
差分時間間隔(hour)	Δt	0.001
流出モデルメッシュ幅(m)	B	1,000

気温データは、気象庁のアメダス年報の月平均気温データを用いて解析を行う。使用した観測所データは、1年間継続して観測が行われている地点のデータを用いた。柘榴川流域の解析では、流域内に観測点がなかったため、最も近いアメダス観測点(清水)のデータを用いた。

降雨データは、気象庁のアメダス年報の1時間毎のデータを用いて解析を行う。使用した観測所データは1年間継続して行われている地点のデータを用いた。柘榴川流域の解析では、流域内にある国土交通省観測所(善田局)のデータを用いた。

TN流達負荷量は、<4>マクロモデルを用いた流達負荷量解析(3.6)により算定した。柘榴川流域では、分布型水文流出モデルを使用しているため、落水線(図5-5)により連結されているメッシュグループ毎に適用した。さらに、面源からのTN流達負荷量は、<3>の分布型水文流出モデルによって算定した流域から河川への水流出量に依存することとして、水流

表 5-4 果樹園における月別 TN 原単位算出結果

年間TN原単位(kg/year/km ²)		7,784					
月別	1月	2月	3月	4月	5月	6月	
TN原単位	15	29	3,222	26	39	1,402	
(kg/month/km ²)	7月	8月	9月	10月	11月	12月	
	110	87	434	349	2,059	12	

出解析結果を表面・中間流出成分と基底流出成分に分けたものを利用した。モデル係数は、日TN流達負荷量を年間で合算した年間TN流達負荷量が原単位法によって得られた年間TN排出負荷量に等しくなるように試行錯誤的に求めた。月別TN流達負荷量は、1日毎に得られるTN流達負荷量を月毎に合算して求めた。

河川水質は、<5>一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析(3.7)により算定した。河川流速には年平均値(42m/min)または月平均値(最大:65m/min, 最小:32m/min)を用いた。外部TN負荷量には、分布型水文流出モデルを使用していることから、マクロモデルより算定したメッシュグループ毎のTN流達負荷量もしくは原単位法により算定したTN排出負荷量を与えた。また、自浄係数は、年単位の計算では既往文献^{41),62)}に示されている範囲内(0.0022~0.0033/min)で最下流地点のTN濃度が実測値に近くなる0.003/minを採用し、月単位の計算では年単位と同じ値を用いた。その他の条件は、最上流地点の濃度は0mg/L, 差分格子間隔は0.1kmとして差分法で求めた。

5.4 解析結果

表5-4に式(4-6)より算出した果樹園のTN原単位を示す。算出された年間のTN原単位は、7,784kg/year/km²であった。なお、今回の計算では、乾性の大気降水量を考慮しておらず、既往研究⁴⁸⁾より、これを考慮することでTN原単位が数%大きくなることが推察されている。他流域ではあるが果樹園以外の農地のTN原単位として、水田で1,280kg/year/km², 豆類で670kg/year/km²~960kg/year/km²などが得られている¹⁰⁾。これらと比較すると、柘榴川流域における果樹園のTN原単位は非常に大きいことがわかる。このようにTN原単位の大きな果樹園が流域の約3分の1に広がっている柘榴川流域の排出負荷量解析では、総TN排出負荷量(約9.5万kg)の79%を果樹園が占める結果となった。その他は、森林が6%, 生活系が5%, 産業系と市街地がそれぞれ4%, 水田が2%, 畑地がほぼ0%である。

一方、月別TN原単位は、12kg/month/km²~3,222kg/month/km²であり、施肥時期に大きくなる傾向を示した。このことは、果樹園に存在する窒素量は月によって大きく異なり、果樹園が広く分布する本流域のような農業集水域を対象にした河川水質評価では、年間TN原単位ではなく月別TN原単位を用いることの重要性を示唆している。そこで、後述するTN流達負荷量解析および河川水質解析では、河川水質を年単位だけでなく月単位でも評価した。

図5-7に石榴川の水流出解析結果を示す。なお、図中の実測値は、江種らが2002年に週2回の頻度で実測した値である。解析値と実測値を比較すると、6月から9月の15mm/hour程度の短時間強雨があった時期に少し差が生じているが、平常時など年間通しての全体的な流量変化は再現されている。そこで、マクロモデルを用いたTN流達負荷量解析には、図5-7の水流出解析結果を表面・中間流出分と基底流出分に分離して利用した。

図5-8にマクロモデルを用いたTN流達負荷量解析結果を示す。月別TN流達負荷量の変化は、主に果樹園からのTN流達負荷量により生じていることがわかる。ただし、必ずしも果

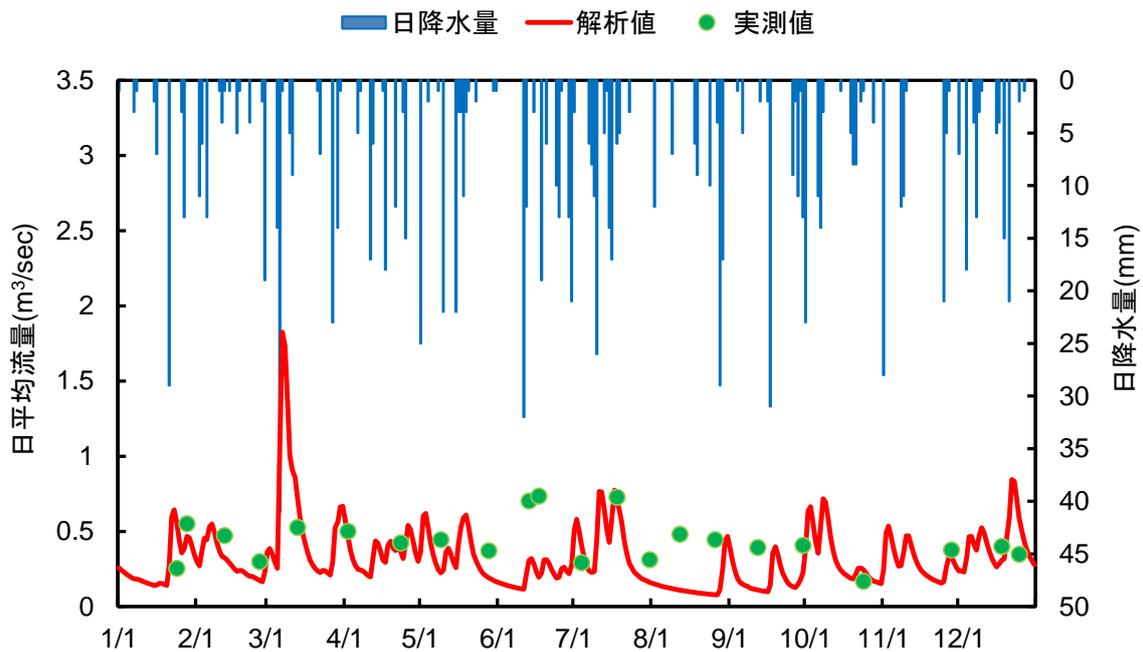


図 5-7 水流出解析結果 (2002 年)

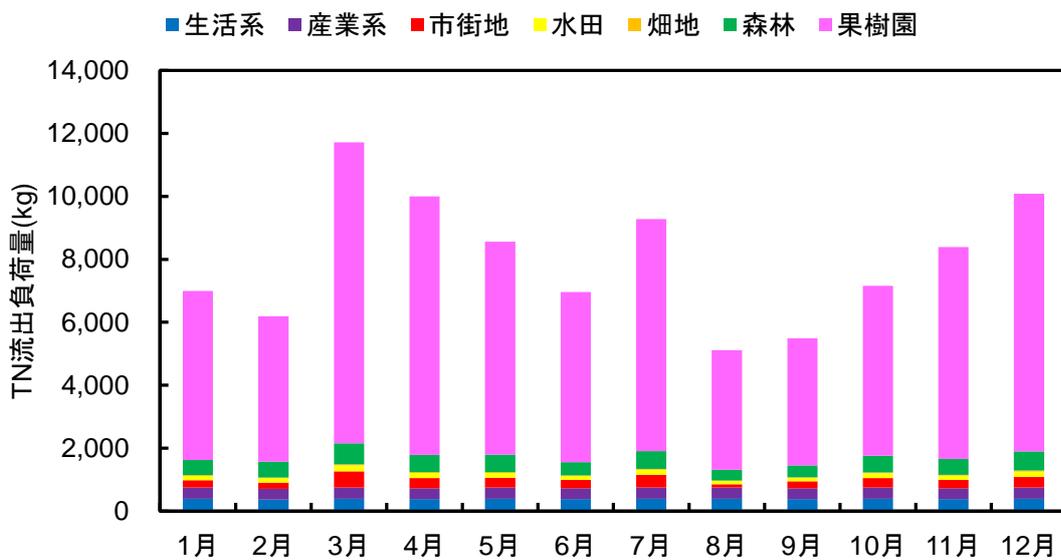


図 5-8 月別 TN 流達負荷量解析結果 (2002 年)

樹園への施肥量の多い月にTN流達負荷量が大きいわけではなく、例えば施肥量の多い10月や11月よりも施肥のない12月のTN流達負荷量が大きくなっている。これは、11月は降水量が少なかったために園地土中に多くの窒素が残留し、それが12月の雨により流出したことによる。

果樹園以外の発生源からのTN流達負荷量も月による違いが見られる。しかし、果樹園からのTN流達負荷量が非常に多いため、その他の発生源からのTN流達負荷量の変化は月別総TN流達負荷量の変化にはほとんど影響を与えていない。以上より、柘榴川流域では、TN流達負荷に与える果樹園の影響が非常に大きく、また施肥量と降水量の影響を受けて、月別TN流達負荷量にも大きな変化が生じていると推察される。

図5-9に落水線(図5-5)を用いて河川流達地点毎に集計した年間TN排出負荷量を使用して算定した河川水中のTN濃度(年単位)を示す。また、図5-10に月別TN流達負荷量(図5-8)より算定した最下流地点のTN濃度(月単位)と調査日のTN流達負荷量より算定した最下流地点のTN濃度を、2002年の実測値(月平均値)と共に示す。なお、調査日の河川水質予測では、河川流速(42m/min)と流路長(14km)から、柘榴川の河川水は日単位で入れ替わっていると見なせるため、日TN流達負荷量を使って当該日の最下流地点における平均的な水質を評価できると考えた。

流下方向に沿った年単位のTN濃度を示した図5-9では、TN流達負荷量の少ない上流部で濃度が低く、果樹園からのTN流達負荷量が多くなる中流部から濃度上昇が大きくなっている。最下流部では約3mg/Lに達している。そこで、ここでは、柘榴川流域での果樹園施肥量を削減することによる最下流部における河川水質解析を実施した。その結果、施肥量を10%削減した場合に2.9mg/L、30%削除した場合に2.4mg/Lまで濃度低減が可能となった。柘榴川流域においては、河川長が短く短期間での多量のTN流達負荷量による大幅な河川水質上昇が考えられる。そのため、施肥量削減のみによる河川水質の改善は困難であることが示された。

一方、最下流地点の月単位のTN濃度を示した図5-10では、濃度は春先から低下を始めて夏場に最も低い値を示し、秋から上昇し始める。これは、2000年から2006年までの野外調査結果と同じ傾向である。また、調査日の実測濃度と解析濃度を比較すると、1月、2月、7月のように差の大きな月もあるが、実測値の変化の傾向は概ね再現できている。

以上より、柘榴川の最下流地点におけるTN濃度は、果樹園からのTN流達負荷量の影響を受けて変化していると推察される。また、今回利用した分布型水文流出モデルをベースとしたモデル解析では、果樹栽培が盛んな流域のTN流達負荷量や河川水質を年単位だけでなく、月単位の評価が可能なことも示唆される。

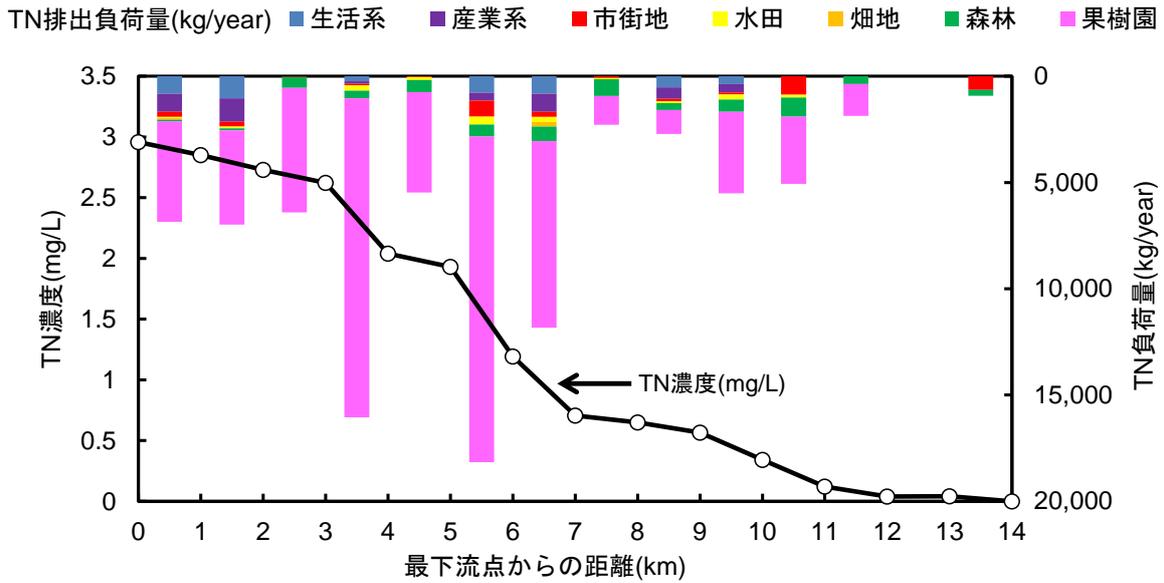


図 5-9 流下方向に沿った年単位の TN 濃度解析結果 (2002 年)

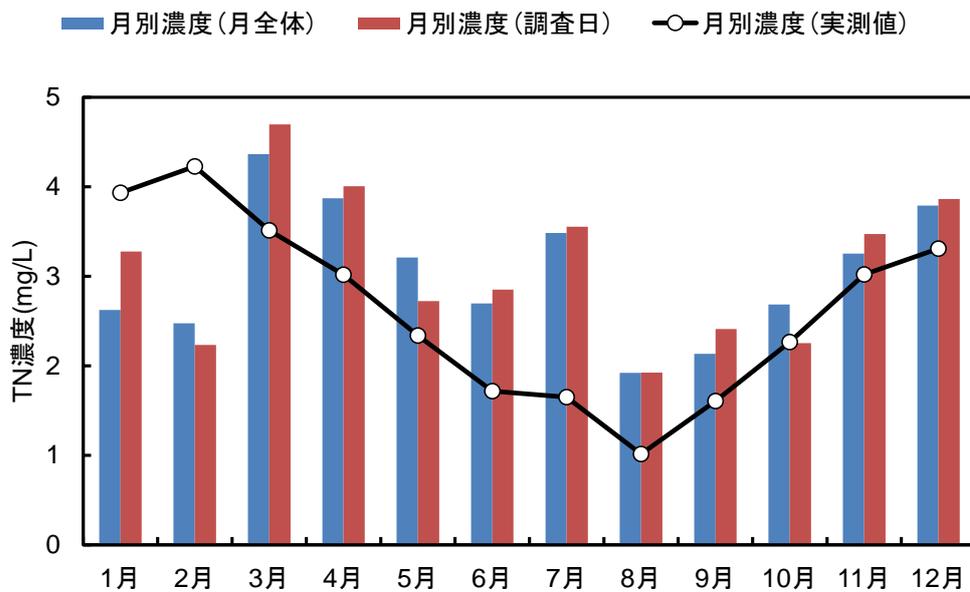


図 5-10 月別 TN 濃度解析結果 (2002 年)

5.5 まとめ

本章では、農業活動が盛んな紀の川流域の中でも蜜柑、八朔、桃、柿を栽培する果樹園が広く分布する柘榴川流域を対象として、分布型水文流出モデルを利用した数値解析により、TN負荷特性および河川水質特性を考察した。今回は樹園地内の窒素収支に基づいた方法により果樹園のTN原単位を算出したため、TN原単位を月単位で求めることが可能になった。その結果、年単位だけでなく、月単位のTN濃度解析値も実測値を概ね再現できた。

今回のモデル解析により、果樹園のTN原単位は非常に大きく、流域の3分の1を果樹園が占める柘榴川流域では、果樹園からのTN排出負荷量が総TN排出負荷量の約8割になることが示された。また、河川へのTN流達負荷量は、水流出量と土中窒素量の影響を受けて、降水量や果樹園への施肥量の多い10月から4月まで多く、河川水質もTN流達負荷量と同じように変動することが示された。このような水質変化の傾向は野外調査でも得られており、柘榴川のTN濃度変化は、果樹園からの肥料流出によって引き起こされている可能性が非常に高い。ただし、柘榴川流域においては、河川長が短く短期間での多量のTN流達負荷量による大幅な河川水質上昇が考えられる。そのため、施肥量削減のみによる河川水質の改善は困難であることが示された。

第6章 紀の川中流域におけるTP濃度の上昇要因

6.1 概要

紀の川中流域では、図6-1の中流部(三谷橋(5)から藤崎井堰(3))において1990年代後半から2000年代前半に見られたTP濃度の大幅な上昇に注目し、水質モニタリングデータの分析およびモデル解析によりその原因を考察した。図6-2に示した国土交通省のTP濃度の流下方向に伴う年平均値から、1990年代後半から2000年代前半にかけて濃度上昇が大きいことが示された。次に国土交通省のデータを補完するために図6-3に和歌山市水道局が観測するTP濃度の流下方向に伴う年平均値を示す。

国土交通省の分析方法は、モリブデン青吸光光度法(ペルオキシニ硫酸カリウム分解)である。一方、和歌山市水道局の分析方法は、モリブデン青吸光光度法(ペルオキシニ硫酸カリウム分解)であるが、1996年から2000年は簡易法で実施されていた。和歌山市水道局のTP濃度に関しては分析方法や測定日の違いにより、水道局のTP濃度は若干高い値を示すが、濃度変化の傾向は国土交通省と同様である。また、和歌山市水道局では2003年から三谷橋と藤崎井堰の間の麻生津大橋(4)で測定している。これによると、2003年以降の濃度上昇は、

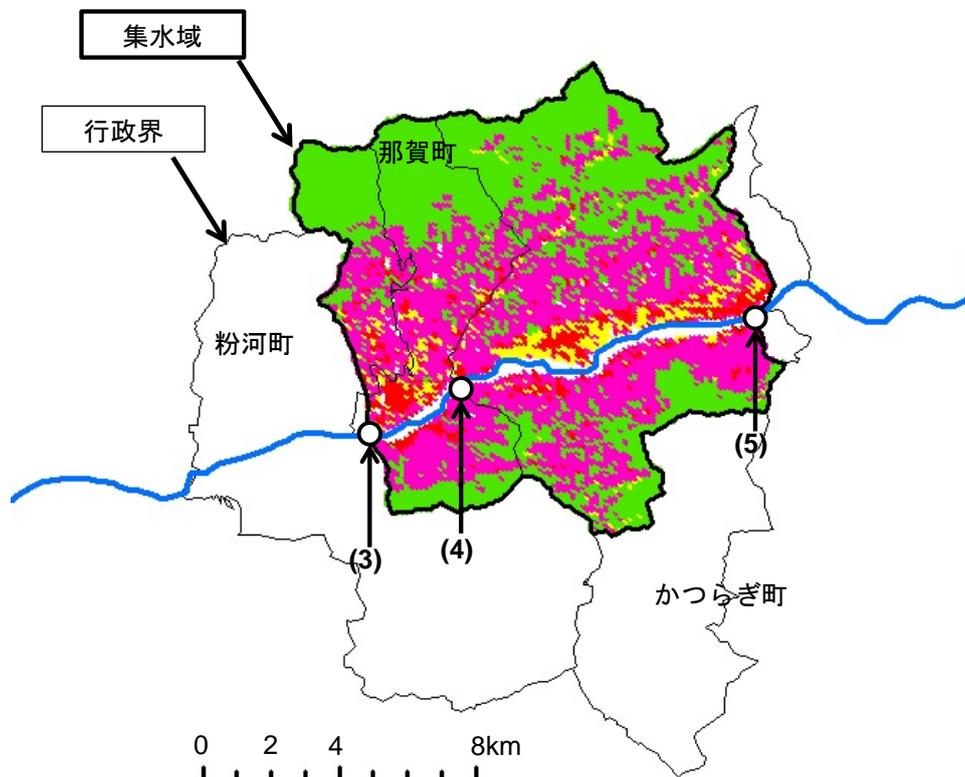


図 6-1 紀の川中流域の土地利用図(1997年)

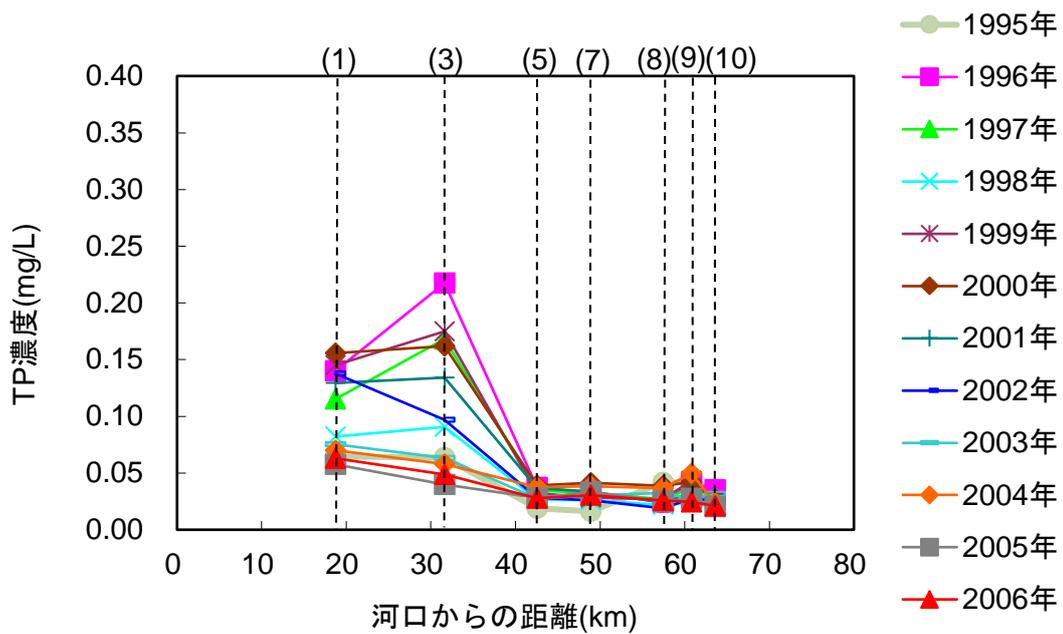


図6-2 TP濃度変化(国土交通省)

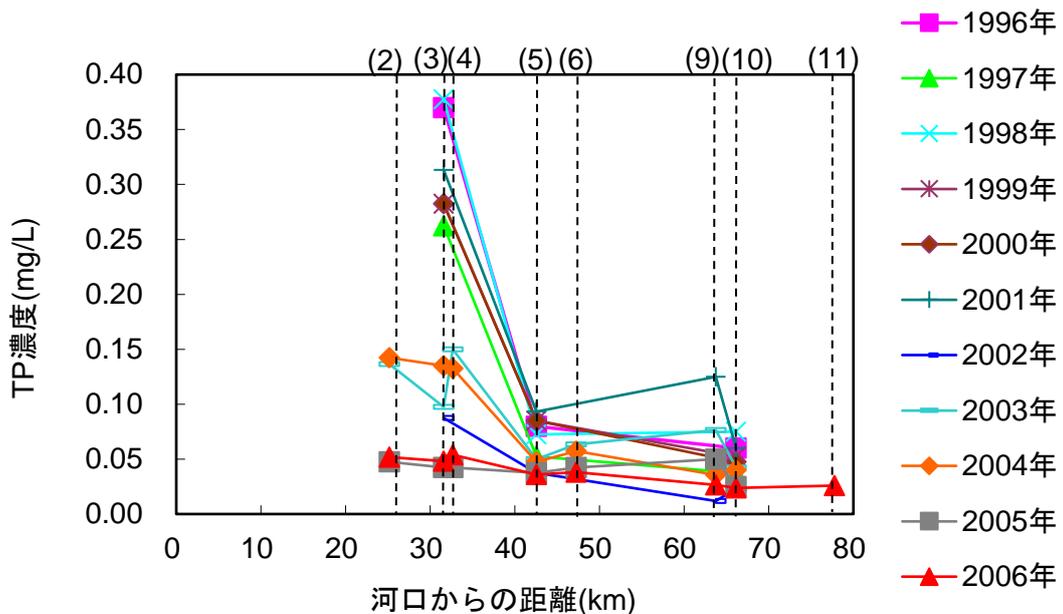


図6-3 TP濃度変化(和歌山市水道局)

1996年から2001年までほど大きくないが、三谷橋から麻生津大橋までの区間で生じていることがわかる。TP濃度は三谷橋より上流部では0.1mg/L以下で、TNのような流下に伴う濃度上昇が見られない。これに対し、三谷橋より下流では、1996年から2001年の6年間に、三谷橋から藤崎井堰にかけての区間でTP濃度が大きく上昇している。一方、2002年以降には、流下とともにTP濃度が上昇するが、1996年から2001年のように大きくはない。なお、図を見やすくするために2006年以降を割愛しているが、濃度変化の傾向は2003年以降と同様である。

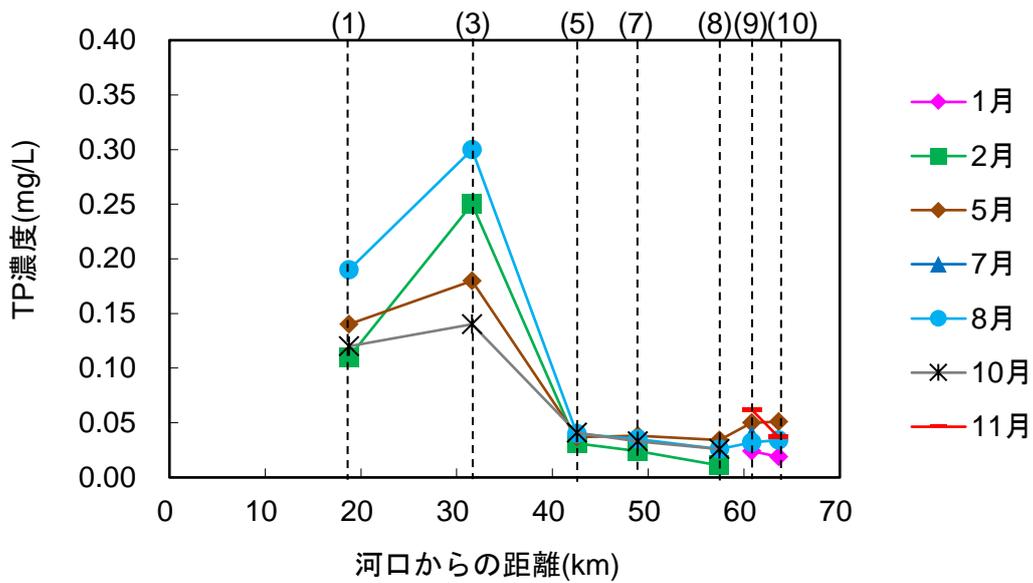


図6-4 1996年のTP濃度変化(国土交通省)

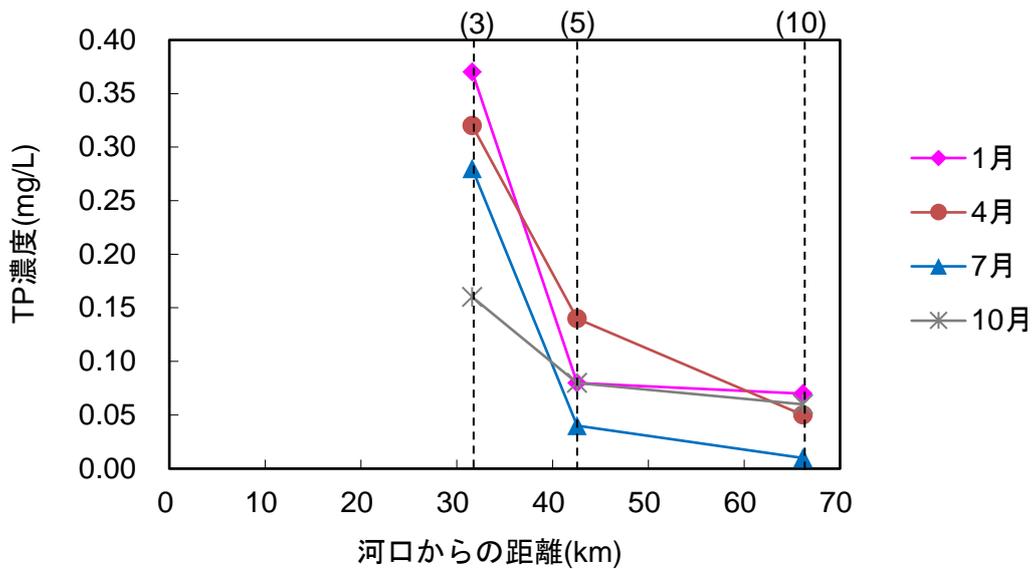


図6-5 2000年のTP濃度変化(和歌山市水道局)

続いて、TP濃度特性を詳しく考察するために、図6-4と図6-5に1996年の国土交通省と2000年の和歌山市水道局の測定日毎のデータを示す。両図によると、三谷橋から藤崎井堰の区間では年間を通してTP濃度が上昇しており、季節性は見られない。この傾向は他の年も同様である。

以上を整理すると、中流部の三谷橋から藤崎井堰までの区間におけるTP濃度の上昇は季節に関係なく、また流れが停滞し易い藤崎井堰直近だけでなく、流れのある三谷橋から麻生津大橋までの区間でも生じている。すなわち、1996年から2001年にかけての中流域におけるTP濃度の大きな上昇は、停滞水域に見られる内部負荷によるものと判断することは難

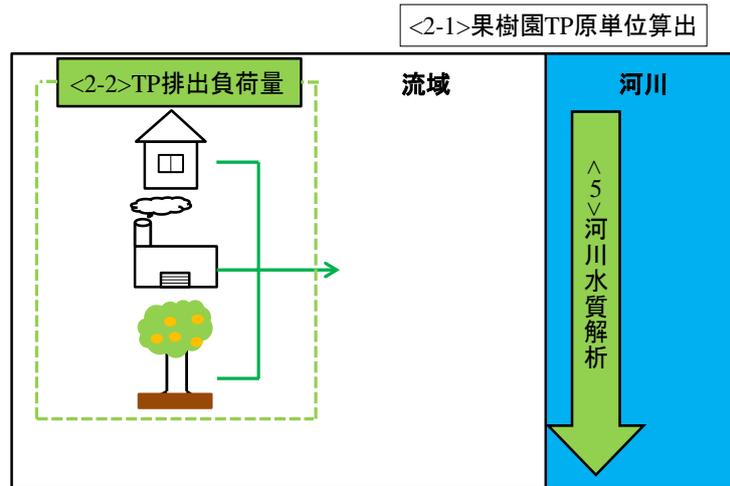


図 6-6 研究方法の概略図

しい。ただし、今回は内部負荷に関する調査を行っていないため、河川底泥からのリン溶出が河川水質に与える影響については不明である。図6-2と図6-3に示した水質モニタリングデータによると、この区間のTP濃度が大きく上昇する年には、下流部の濃度も高くなっているため、今後再びTP濃度の大幅な上昇が継続して観測されるようになった場合には、紀の川中下流部の富栄養化や水道水の異臭味の発生を防ぐためにも、この地点での内部負荷を含めた詳細な調査が必要になる。そこで、本章では、紀の川中流域において1990年代後半から2000年代前半に見られたTP濃度の大幅な上昇に注目し、水質モニタリングデータの分析およびモデル解析によりその原因を考察した。

6.2 研究方法

本章の研究概要図を図6-6に示す。本章の検討内容を以下に示す。

<2> 原単位法を用いた排出負荷量解析

<2-1> 果樹園のTP原単位(年間)の算出

<2-2> TP排出負荷量の算定

<5> 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

(年間TP排出負荷量を利用した年単位での河川水質濃度の予測)

なお、本章の研究対象期間は、第5次総量規制の前後である1995年から2006年としている。

<2>原単位法を用いた排出負荷量解析では、<2-1>果樹園のTP原単位(年間)を4.4で算出した式(4-7)に示した果樹園TP原単位を用いた。続いて、<2-2>TP排出負荷量を原単位法によって流域から排出されるTP負荷量の算定を行った。

河川水質は、<5>一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析(3.7)により算定した。河川流速は対象区間内の流量、水位、および河川断面から算定した。使用した河川流量は、表6-1の通りである。TP外部負荷量には、原単位法で算出したTP排出負荷量を用いている。

表 6-1 解析に用いた河川流量

	1995年	1996年	1997年	1998年	1999年
日平均流量 (m ³ /sec)	8.16	4.43	17.54	15.15	8.1
	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年
	7.72	9.14	24.91	19.54	25.8

また、自浄係数は、年単位の計算では既往文献^{41),62)}に示されている範囲内(0.0004～0.0022/min)で最下流地点のTP濃度が実測値に近くなる0.0004/minを採用した。その他の条件は、最上流地点の濃度は三谷橋の実測値、差分格子間隔は0.1kmとして差分法で求めた。

なお、本章での数値解析は、第5章の柘榴川流域のように分布型水文流出モデルによる水流出解析およびマクロモデルを用いた流達負荷量解析を行っていない。年間の平均的な栄養塩類濃度を解析した第5章の図5-9では、流出過程を区別しなくても評価可能なことが示されているため、今回もこれに従った。そのため、年間の平均的な栄養塩類濃度を評価する本章では、TP外部負荷量にメッシュ毎のTP流達負荷量を使用せず、原単位法によって算定したTP排出負荷量を研究対象区間の上流から下流まで一定の値で与えた。

6.3 解析結果

果樹園のTP原単位は、第4章で算出した表4-10の粉河町・那賀町:175kg/year/km²、かつらぎ町:221kg/year/km²を用いた。図6-7は、三谷橋から藤崎井堰の間にある自治体(図6-1の集水域部分)のTP排出負荷量の1995年から2004年までの経年変化を示している。対象年は、紀の川全域の排出負荷量解析で前述した通り市町村合併前の2004年までとした。また、今回は、1990年代後半から2000年代前半のTP濃度変化を確認するため、同精度での排出負荷量解析が可能な1995年から2004年までを解析対象期間として図6-7に示している。

TP排出負荷量は、産業系、生活系、果樹園の順で大きく、これら3つで総TP排出負荷量の大部分を占めている。この中では産業系のTP排出負荷量に特徴があり、2000年代に入ってからTP排出負荷量が大きく減少しており、1990年代後半と比べると約50%となっている。そこで、詳細に検討するために産業系TP排出負荷量を中分類別に確認すると、1990年代後半は家具・装備品、繊維工業、および化学工業の割合が大きく、この3分類で産業系TP排出負荷量全体の約60%を占めていた。しかし、2000年代に入るとこれらの製造品出荷額が減り始め、2004年の3分類の合計TP排出負荷量は1990年代後半の4分の1程度にまで減少した。これは産業系TP排出負荷量全体の減少率(約50%)に当てはめると約45%分の減少に相当する。すなわち、2000年以降の産業系TP排出負荷量の大きな減少は、主に家具・装備品、繊維工業、および化学工業のTP排出負荷量低減が大きく起因していると推察される。

このように、2000年代に入ると産業系TP排出負荷量の顕著な減少が見られるが、2003年

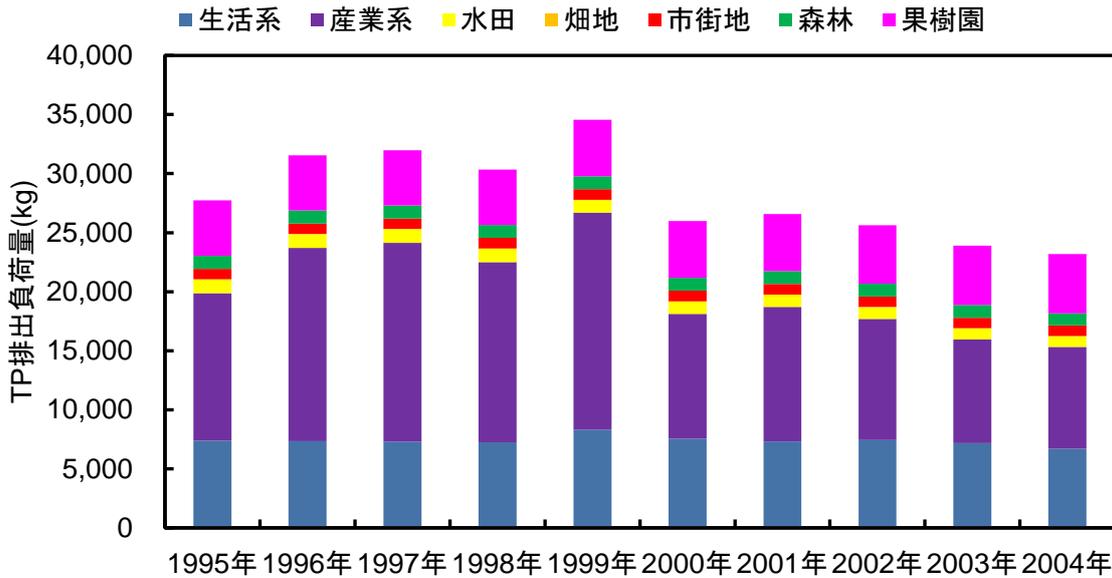


図 6-7 TP 排出負荷量解析結果

と2004年のTP排出負荷量は2001年と2002年よりもさらに減っている。第5次水質総量規制が既設事業所にも適用されるようになった2003年からは排出負荷量解析に総量規制値を使用している。すなわち、TNとTPが規制対象に加わった第5次水質総量規制を全事業所に適用するようになったことで、TP排出負荷量の削減をさらに促進させた可能性が高い。そこで、2004年度の産業系TP排出負荷量を総量規制値ではなく排水基準値を使って計算してみたところ、第5次水質総量規制を導入した場合の産業系TP排出負荷量は導入しない場合と比べて約20%少なかった。これを1990年代後半から2000年代にかけての産業系TP排出負荷量の減少率(約50%)に当てはめると、12%分が水質総量規制の導入、38%分が製造品出荷額の減少によるものとなった。

以上をまとめると、TP濃度が大きく上昇した1990年代後半には家具・装備品などの産業系TP排出負荷量が多かった。ただし、2000年以降は製造品出荷額の減少によって産業系TP排出負荷量が減り始め、2003年以降は第5次水質総量規制の既設事業所への適用によってさらにTP排出負荷量が削減された。このようなTP排出負荷量の削減は河川へのTP外部負荷量の減少に相当するため、TP排出負荷量を一次元定常移流方程式のTP外部負荷量として利用した河川水質解析を実施して、TP負荷量が河川水質に与える影響を検討した。

図6-8は、1995年から2004年までの各年の河川水質解析結果を示している。今回の解析では、図6-7に示した年間TP負荷量から求めた単位時間毎のTP外部負荷量および表6-1に示した各年の測定日の平均流量(流速)を使って、藤崎井堰における河川水質を算定した。なお、排出負荷量解析に用いた果樹園のTP原単位算出には土壌流出分の全量が含まれていないが、水質測定が無降雨日に実施されているため、図6-2と図6-3に示した水質データは無降雨日の平均的な水質を表していると見なせる。したがって、果樹園からの土壌流出分を含まないTP原単位を用いた解析でも十分な精度が得られていると推察される。

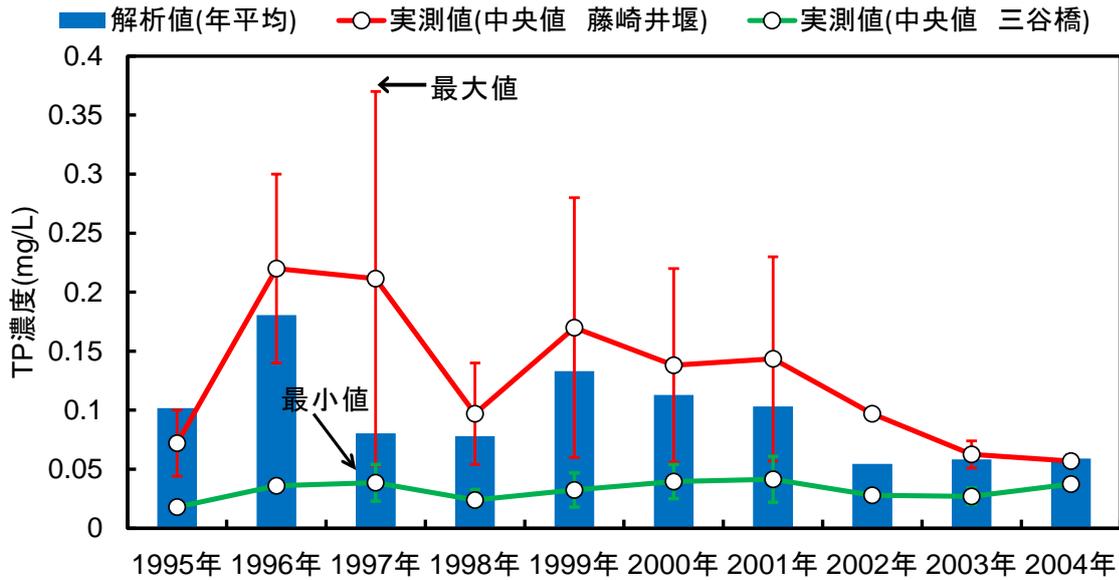


図 6-8 TP 濃度解析結果

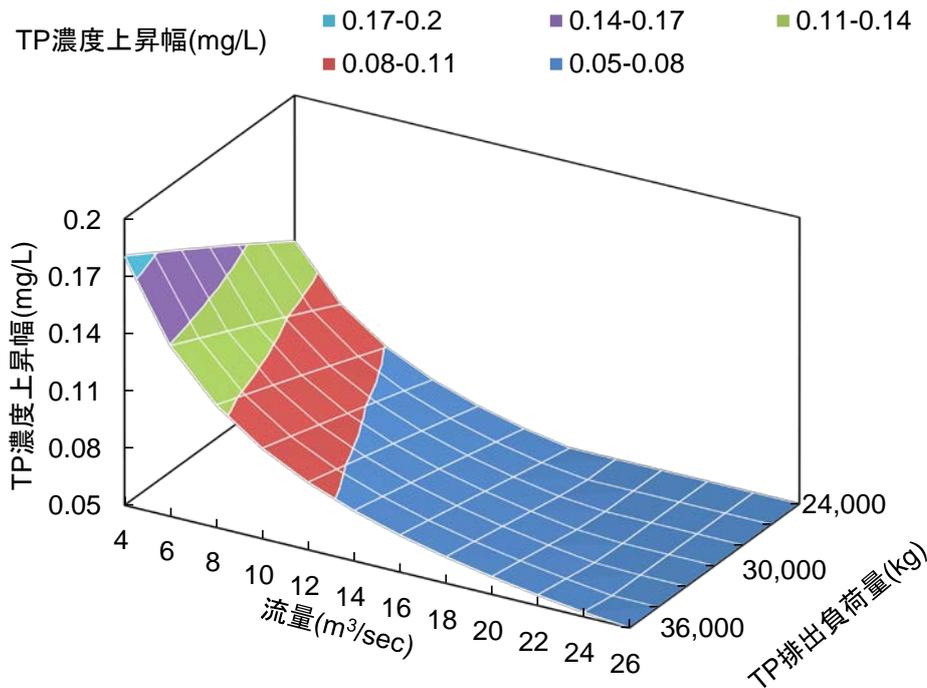


図 6-9 TP 排出負荷量と流量に関する感度解析結果

各年の解析結果は、1997年を除き概ね実測値に近い数値が得られている。1997年は5月に1度だけ0.37mg/Lという非常に高濃度が観測されており、実測値にはその影響が大きく表れている。同年の他の測定日のTP濃度は、0.053mg/Lから0.15mg/Lであり、解析結果は1997年5月を除いた実測値に近い値を示している。なお、図6-7および表6-1の流量とTP排出負荷量より、TP濃度は1996年や1999年のようにTP排出負荷量が多く流量が少ない年に高くなっていることがわかる。同程度の流量の1995年と1999年を比較すると、1999年のTP排出負荷量は1995年の1.25倍、濃度は1.3倍である。一方、同程度のTP排出負荷量の1996年と1997

年を比較すると、1997年の流量は1996年の3.9倍で、濃度は0.5倍である。このことから、紀の川中流部に位置する三谷橋から藤崎井堰までの区間のTP濃度は、TP外部負荷量と河川流量の影響を受けて変動し易いことがわかる。

以上より、1990年代後半のこの区間では、TP排出負荷量増加と低流量によって0.1mg/L以上の大きなTP濃度上昇を示したと推察される。2000年以降になると、産業系の製造品出荷額の減少と第5次水質総量規制の導入によりTP排出負荷量が減り、また流量が比較的多いためTP濃度の大きな上昇(0.1mg/L以上の上昇)がなくなったと判断される。これは、紀の川中流域のTP濃度の管理はTP排出負荷量と河川流量の関係を十分理解して行う必要があることを示唆している。

そこで、最後にTP排出負荷量と河川流量に関する感度解析を実施して、紀の川中流域の三谷橋から藤崎井堰区間のTP濃度の変動特性を考察する。図6-9は感度解析結果である。これによると、TP排出負荷量が32,000kg/year以上かつ流量が8m³/sec以下になると、TP濃度が0.1mg/L以上上昇する可能性の高いことがわかる。また、たとえ流量が少なくてもTP排出負荷量を24,000kg/year以下にすることができれば、TP濃度上昇を0.1mg/L未満に抑えることができる。紀の川流域では農業用水が水利用の約8割を占めているため、中流域におけるTP濃度管理を進めるためには、水質総量規制などによるTP外部負荷量の削減とともに、農業用水の適正利用による河川流量の維持が重要となる。

6.4 まとめ

本章では、紀の川流域における栄養塩類に起因する水問題解決を目指し、既存の水質モニタリングデータに見られる特徴的な傾向である中流域における1990年代後半のTP濃度の大きな上昇を取り上げ、その要因を排出負荷量解析および河川水質解析により考察した。

排出負荷量解析では、産業系、生活系、果樹園の3つで総TP排出負荷量の大部分を占め、特に産業系が一番多いことが示された。さらに、産業系の中では家具・装備品、繊維工業、化学工業の割合が大きく、2000年以降は製造品出荷額の減少および第5次水質総量規制の導入により産業系TP排出負荷量が1990年代後半より約50%減少したことも示された。このうち38%分が製造品出荷額の減少、12%分が水質総量規制の導入によるものであった。

一方、河川水質解析は簡単な一次元定常移流方程式で行ったが、排出負荷量解析結果をTP外部負荷量として用いることで無降雨日の実測結果を概ね再現できた。これより、中流域のTP濃度の大きな上昇は産業系に由来するTP外部負荷量の増加および低流量によって引き起こされていたことが示された。すなわち、紀の川中流流域のTP濃度は流域からのTP外部負荷量と流量の影響を受けやすく、TP濃度管理では両者を考慮することが重要となる。感度解析により、TP排出負荷量が32,000kg/year以上かつ流量が8m³/sec以下になると、TP濃度が0.1mg/L以上になる可能性が高い。

第7章 紀の川上流域における水道水の異臭味問題～負荷量管理による検討～

7.1 概要

紀の川流域では、2001年から和歌山市などの下流部で水道水の異臭味問題(かび臭)が発生しており、2004年ごろからは橋本市や五條市などの中上流部にまで問題が発生し、2006年頃には大淀町や下市町など、それ以降も妹背大橋や鈴の音橋などさらに上流部に遡上している傾向がある⁶³⁾。そういった現状を踏まえて、今回は土地利用のほとんどが森林である鈴の音橋付近ではなく、2004年から2011年まで問題が継続的に発生している妹背大橋から五條の地点(図7-1)を対象とした。

紀の川における水道水の異臭味問題は藍藻類などの植物プランクトンが発生する2-MIBが起因しているとされている。例えば、和歌山市の加納上水場取水口では2005年4月下旬から5月にかけて「水道水がかび臭い」との苦情が寄せられていた。この原因は取水口の直上に人工的に造られた大規模な閉鎖性水域で2-MIBの発生原因生物である*Phormidium tenue*が異常繁殖したことが原因であると判明した。この藍藻類は浮遊性であるため、降雨などの出水時に閉鎖性水域から高濃度の*Phormidium tenue*を含む水が大量に下流に流出したことが水道水の異臭味問題につながっている²⁾。そして、上流部の五條市小島浄水場などで発生している水道水の異臭味問題の原因物質も2-MIBとされているが、原因発生生物は*Phormidium autumnale*という河床付着性の藍藻類であるとされており、和歌山市の加納浄水場とは異なる原因生物である。上流部での水道水の異臭味問題は濁りがなく、河川流量

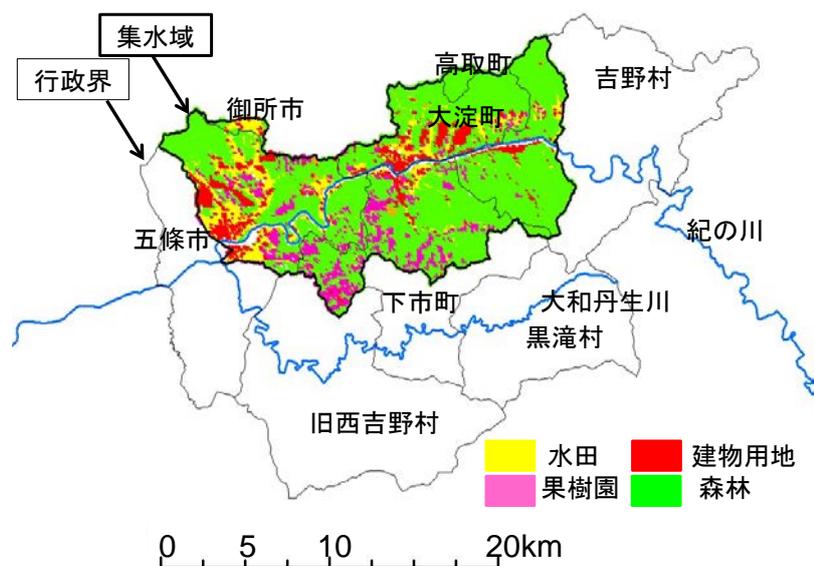


図7-1 紀の川上流域の土地利用図(1997年)

の安定した時期に異臭味が強くなり、降雨等による流量の増大により河床の石面上に付着する藍藻類の叢生が剥離や希釈することによって異臭味も減少する傾向があるため、発生状況も加納浄水場とは異なる⁶³⁾。

水道水の異臭味問題については、既往研究がいくつかある。藍藻類の繁殖と栄養塩類濃度の関係については、窒素リン比(N/P比)を用いることが多く、横山・山下⁶⁴⁾は秋季のダム湖水を採取し、混合藻類培養試験を行った結果、N/P比が低い条件下で*Phormidium tenue*の増殖が顕著であることを示している。藤本ら⁶⁵⁾はN/P比が高くなると藍藻類の優占率が低くなることを全国の湖沼水質データから明らかにしている。また、N/P比以外にも工藤ら^{66),67)}は過去に集中的にかび臭問題の生じたダム貯水池において、*Phormidium tenue*増殖と2-MIB濃度の関係を検証している。その結果、*Phormidium tenue*現存量増加に適した表層水温条件は15°C~30°C程度であり、*Phormidium tenue*増殖と2-MIB濃度上昇の関連性等の知見が得られている。既往研究ではN/P比が低い値であれば藍藻類の増殖が顕著であり、水温は高く、*Phormidium tenue*が増殖し1,000細胞/mLを超えるとかび臭が発生する可能性が高いと示されている。その他の影響因子としては、*Phormidium autumnale*に関する研究では、鉄や銅との関連性が指摘されている⁶⁸⁾。また、水温の影響に関する研究もあり、工藤ほか⁶⁶⁾は、表層水温15°C~30°C程度が*Phormidium tenue*現存量の増加に適すると報告している。関谷ほか⁶⁹⁾は、高水温時にTP濃度とTN濃度が一定濃度以上になった場合に藍藻類の優占化が促進すると指摘している。

しかし、これらの既往研究は湖沼やダム湖などの閉鎖性水域を対象としたものである。さらに、和歌山市加納取水口で問題となった浮遊性の*Phormidium tenue*による研究が多く、今回のように河川を対象として原因発生生物も*Phormidium autumnale*などの付着性である研究はほとんど行われていない。

そこで、本章では、紀の川流域において水道水の異臭味問題が最も深刻だった2004年から2006年を対象として、河川水中のTP濃度特性、TP濃度に影響を与える外部負荷の影響、および外部負荷削減による水道水の異臭味対策効果を考察した。なお、前述した環境庁⁶⁴⁾や佐藤・真柄⁷⁰⁾によりTPが特に重要であること、また水質モニタリングデータでは季節に関係なくTP濃度が富栄養化基準⁷⁰⁾の0.02mg/Lを超過した場合に2-MIB濃度が高くなる傾向が見られることから、本章ではTPを対象物質とした。

7.2 栄養塩類濃度および河川流量と2-MIB濃度の関連性

2-MIB濃度と河川流量や栄養塩類濃度、水温などとの要因分析を行う。国土交通省は、2006年から2-MIB濃度が観測されており、和歌山市水道局は、2004年から観測されている。ただし、国土交通省で観測されている流量データに関しては、2006年以降は水質観測が行われている観測日の流量を得ることができた。そのため、国土交通省のデータは、2006年から2011年まで流量を含めた相関関係の分析を行うことができるが、和歌山市水道局のデータは、流量と栄養塩類濃度の相関関係の分析ができなかった。

図7-2に国土交通省と和歌山市水道局の大川橋における栄養塩類濃度と2-MIB濃度の相関図を示す。なお、図中点線は、佐藤・眞柄⁷⁰⁾が示すTN・TP濃度の富栄養化基準である。図7-2から国土交通省、和歌山市水道局のモニタリングデータでは、TN濃度に関しては、ともに富栄養化基準の0.2mg/Lを下回る観測日が多かった。一方、TP濃度に関しては、国土交通省のデータでは、0.02mg/L以上の場合に2-MIB濃度が高い傾向がある。TP濃度が0.02mg/L以上となった8日のうち6日で2-MIB濃度が10ng/Lを超過していた。また、和歌山市水道局のデータでは、2-MIB濃度が基準値の10ng/Lを超過する観測日が少ないが、10ng/Lを超過した日はいずれもTP濃度が0.02mg/L以上であった。

時期毎の変化としては、2-MIB濃度は夏や冬に特に高くなり、基準値の10ng/Lを超過する日数も多くなる傾向がある。国土交通省のデータでは、2-MIB濃度が10ng/Lを超過した観測日10日のうち6日が夏か冬であった。和歌山市水道局のデータでは、2-MIB濃度が10ng/Lを超過した観測日9日のうち6日が夏か冬であった。一方、夏や冬のように基準値を超過する日数は多くないが、春や秋にも10ng/Lを超過することがある。例えば、2-MIB濃

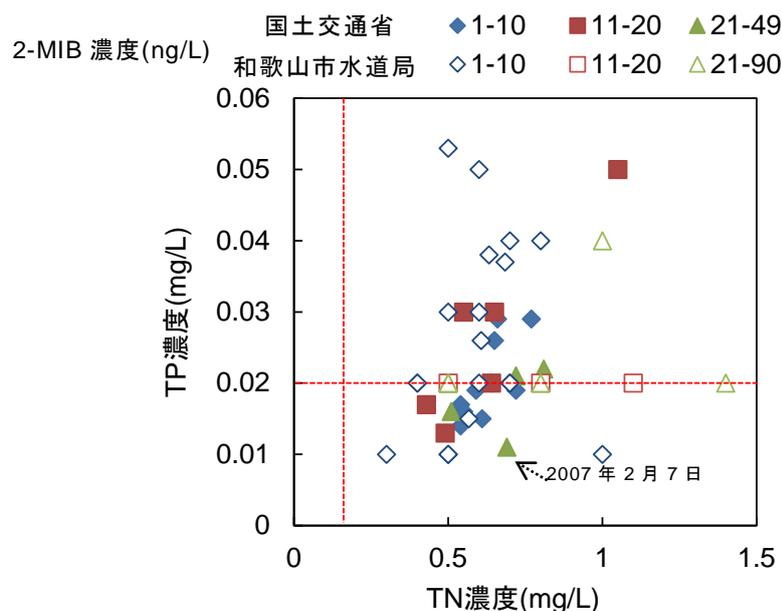


図7-2 2-MIB濃度とTN・TP濃度の相関図

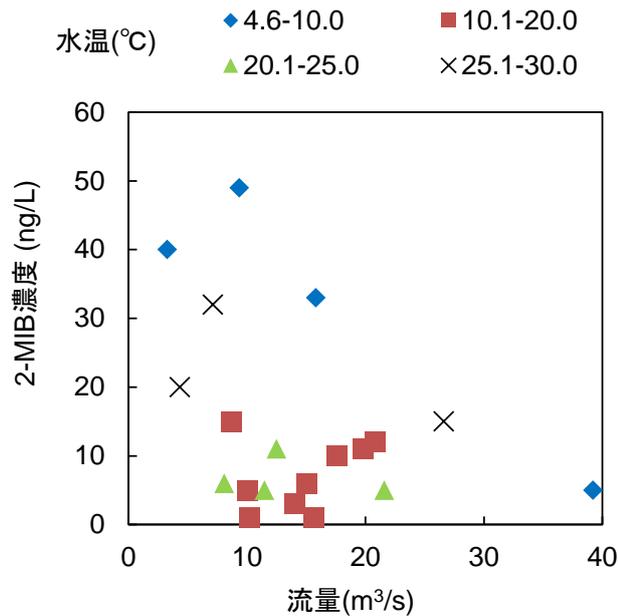


図7-3 2-MIB濃度と流量・水温の相関図

度が90ng/L, TN濃度が1.4mg/L, TP濃度が0.02mg/Lを示した和歌山市水道局の観測日は4月であった。

以上を整理すると, TN濃度は富栄養化基準の0.2mg/Lを常に大きく超過しており, TP濃度が0.02 mg/L以上の場合に2-MIB濃度が高い傾向を示す。さらに, 夏や冬だけでなく, 春や秋にもTP濃度が0.02 mg/L以上になると2-MIB濃度が高くなる傾向が見られる。このことから, 対象区間においては, 時期に関係なく年間を通してTP濃度を富栄養化基準の0.02mg/L以下に管理することが, 植物プランクトン増殖(2-MIB濃度上昇)を抑制するための第一の目標になる。ただし, TP濃度が0.02mg/L未満でも2-MIB濃度が10ng/Lを超過する日があるため, TP濃度をできるだけ小さくすることが望まれる。

図7-3に2-MIB濃度と流量, 水温の相関図を示す。2-MIB濃度は, 流量が小さい際に2-MIB濃度が高く, 同時に流量が低下しやすい夏と冬の濃度が高い傾向がある。2-MIB濃度と流量・水温の関係性について2-MIB濃度が上昇しやすい夏と冬を対象として考察する。2月の冬について, 観測日は合計4日間で2009年の2月4日のみ2-MIB濃度が5ng/L未満であり, 他の観測日は33~49ng/Lと非常に高い濃度を示している。2009年の2月4日は, 流量が39.2m³/sと他の観測日に比べて高い値となっており, 2009年における五條流量観測点の流況はデータがないため不明であるが, データが存在する1985年から2006年の間で欠測を除いた場合に最も高い値を示す2004年の豊水流量が34.39 m³/sec, 低水流量が7.59m³/secであることと比較しても2009年2月4日の流量は高いことがわかる。また水温については2007年2月7日が8.3°Cで, 2011年2月2日が4.6°Cであることから2007年が2倍近くであるが, 2-MIB濃度は両日ともに高くなっている。

一方, 8月の夏について, 観測日は合計5日で2007年8月1日と2009年8月5日以外は15~

32ng/Lと冬に比べると高くはないが、基準の10ng/Lを超過している。まず基準を超過していない2日間の特徴としては、流量が少し多いことに加えて水温が他の観測日に比べて低くなっていることがわかる。基準を超過している観測日に関しては、2008年8月6日のみ流量は大きいと2006年8月2日と2010年8月4日は流量が小さくそれに伴い2-MIB濃度も高くなっている。

夏と冬の2-MIB濃度は低流量の際に高い傾向を示した。一方、冬の2-MIB濃度と水温の相関はほとんど見られないが、夏には流量に加えて水温が低い場合にも2-MIB濃度が小さくなる傾向があるということがわかった。また、栄養塩類濃度に関しては、藍藻類の増殖には栄養塩類濃度が起因している事例⁶⁴⁾⁻⁶⁷⁾は多くあり、紀の川上流域では富栄養化基準⁷⁰⁾のTN濃度：0.2mg/L以上、TP濃度：0.02mg/L以上を超過していることもあるため、対象地域内でも藍藻類が増殖するための栄養塩類濃度の条件があると考えられる。

7.3 研究方法

本章の研究概要図を図7-4に示す。本章の検討内容を以下に示す。

<2> 原単位法を用いた排出負荷量解析

<2-1> 果樹園のTP原単位(年間)の算出

<2-2> TP排出負荷量の算定

<5> 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

(年間TP排出負荷量を利用した年単位での河川水質濃度の予測)

なお、本章の研究対象期間は、紀の川流域において水道水の異臭味問題が最も深刻だった2004年から2006年とした。<2>原単位法を用いた排出負荷量解析では、<2-1>果樹園のTP原単位(年間)を4.4より算出した式(4-7)に示した果樹園TP原単位を用いた。続いて、<2-2>TP排出負荷量を原単位法によって流域から排出されるTP負荷量の算定を行った。

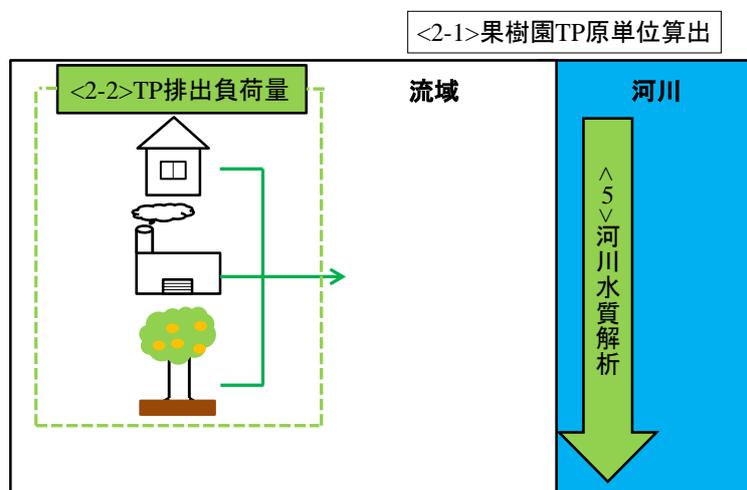


図 7-4 研究方法の概略図

河川水質は、<5>一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析(3.7)により算定した。河川流速は、対象区間内の流量、水位、および河川断面から算定した。使用した河川流量は、国土交通省の観測点(五條)のデータとして、2004年に14.1m³/sec、2005年に7.4 m³/sec、2006年に13.5m³/secとした。

本解析モデルでは、物質の減衰に影響を及ぼす河川の環境要因は自浄係数に含まれるが、同じ紀の川の中流域(第6章)において、一定の自浄係数(0.01/min)を用いて年間の標準的なTP濃度を評価できることが示されている。その他の条件として、最上流地点の妹背大橋の濃度を0mg/L、差分格子間隔は0.1kmとして差分法で求めた。最上流地点の濃度に関しては、上流の土地利用がほとんど森林のため、0mg/Lとしても最上流観測点の下淵頭首工の濃度を与えても解析結果にはほとんど影響を与えないことを確認している。

なお、本章での数値解析は、第5章の柘榴川流域のように分布型水文流出モデルによる水流出解析およびマクロモデルを用いた流達負荷量解析を行っていない。年間の平均的な栄養塩類濃度を解析した第5章の図5-9では、流出過程を区別しなくても評価可能なことが示されているため、今回もこれに従った。そのため、年間の平均的な栄養塩類濃度を評価する本章では、第6章と同様にTP外部負荷量にメッシュ毎のTP流達負荷量を使用せず、原単位法によって算定したTP排出負荷量を研究対象区間の上流から下流まで一定の値で与えた。

一方、夏と冬の低流量時およびTP濃度が0.02mg/L以上となった場合に2-MIB濃度が高くなる傾向が示されており、季節毎のTP負荷量と河川流量を用いた河川水質解析を行う必要がある。そのため、分布型水文流出モデルとマクロモデルより算定したメッシュグループ毎のTP流達負荷量を使用する必要がある。そこで、第8章では、さらに詳細な検討を行うために分布型水文流出モデルを適用することとした。

7.4 解析結果

図7-5に吉野町から五條市の間にある自治体(図7-1の集水域部分)のTP排出負荷量と大川橋における河川水質の解析結果を示す。TP排出負荷量は、生活系と産業系が8割以上を占めており、2006年は生活系が30%、産業系が55%である。産業系のTP排出負荷量を中分類別で見ると、家具・装備品、食料品の割合が大きく、この2分類で産業系TP排出負荷量全体の約95%を占めていた。2004年と2006年の産業系TP負荷量を比較すると、2006年が1.2倍程度である。合計製造品出荷額は0.97倍であるが、TP排出負荷量に大きな影響を与える家具・装備品、食料品の製造品出荷額が1.06倍となったことでこのような結果となった。一方、生活系や面源は、生活排水処理形態別普及率や作付面積の変化が小さくTP排出負荷量の変動は少なかった。

次に、TP濃度に関しては、実測値の中央値と解析で得られた標準的なTP濃度は0.02mg/L

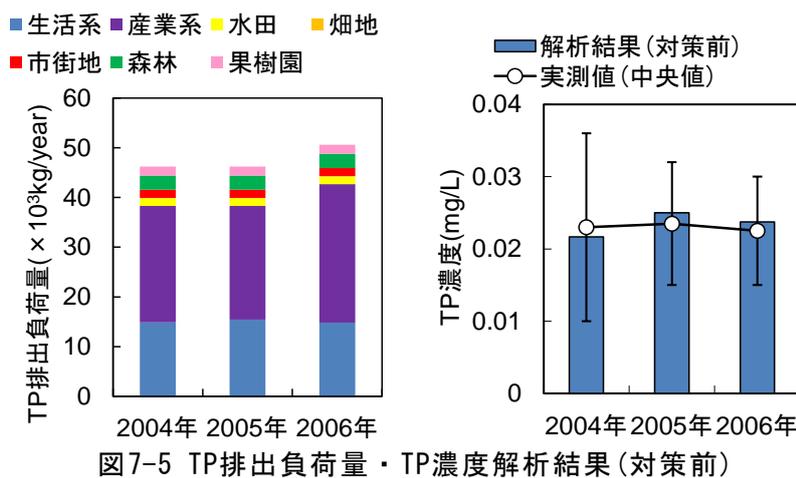


図7-5 TP排出負荷量・TP濃度解析結果(対策前)

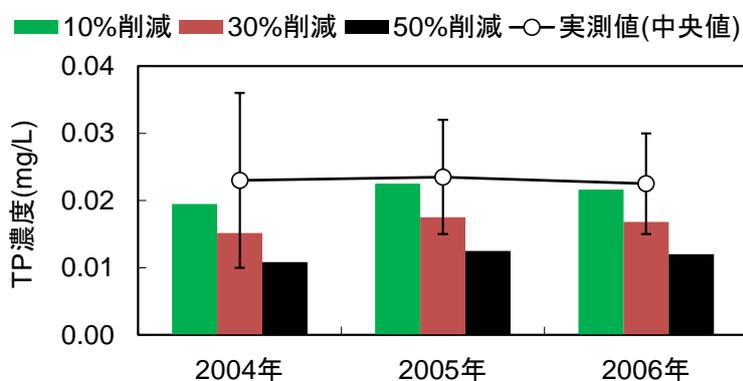


図7-6 TP濃度解析結果(TP排出負荷量削減効果)

を超えており、現状のTP外部負荷量と流量では、2-MIB濃度の上昇を招きやすい河川環境にあることがわかった。そこで、この解析モデルを用いてTP排出負荷量削減により、TP濃度をどの程度まで抑えることができるか検討した。

図7-6にTP排出負荷量を10%、30%、50%削減した場合の2004年から2006年までの河川水質解析結果を示す。2006年の場合、TP排出負荷量を30%削減することでTP濃度を0.02mg/L以下、50%削減であればTP濃度を0.015mg/L以下にまで抑制できる。そこで、TP排出負荷量を50%削減する方法を検討した。図7-5より、対象区間では生活系と産業系で全体の85%(2006年)を占めるため、生活系と産業系のTP排出負荷量削減を検討した。

生活系に対しては、生活排水処理形態の変更が考えられる。対象地域における2006年の生活排水処理形態の普及率は、集水域平均で公共下水道が22%、合併処理浄化槽が20%、単独処理浄化槽が23%、汲み取り式が35%と、単独処理浄化槽と汲み取り式で半分を占める。この地域では、1982年から着手されている吉野川流域下水道計画により、公共下水道への転換が進められている。そこで、生活雑排水が無処理で排出されている汲み取り式と単独処理浄化槽が全て公共下水道へ転換された場合のTP排出負荷量削減量を計算した。すなわち、汲み取り式ではし尿処理されていたし尿由来の栄養塩類が下水処理されるように

なるため、今回の解析によりTP排出負荷量の最小値が得られるわけではないが、生活排水処理形態の変換による削減効果を理解することは可能である。

一方、産業系のTP排出負荷量抑制効果として有効な方法は、水質汚濁防止法とともに紀の川全域が対象地域である2003年から既存事業所にも適用された第5次水質総量規制が挙げられる。しかし、これらの適用は、平均排水量が $50\text{m}^3/\text{day}$ 以上の細分類に対しての事業所であるが、対象地域ではほとんどの細分類で平均排水量が $50\text{m}^3/\text{day}$ 未満となっている。そのため、TP排出負荷量抑制対策は、水質汚濁防止法の上乗せ基準としての排水量の裾下げが考えられる。そこで、今回は最もTP排出負荷量削減効果が期待できる家具・装備品、食料品の細分類全てに対して排水量に関係なく裾下げにより計算した。

以上のTP排出負荷量削減を行った場合、例えば2006年には、TP排出負荷量を全体で51.4%削減できる。内訳は、生活系が3.4%、産業系が48%である。そこで、削減後のTP排出負荷量を河川へのTP外部負荷量として河川水質解析を行った。河川水質解析で用いた流量は、図7-5と同様である。2004年は 0.022mg/L から 0.012mg/L 、2005年は 0.025mg/L から 0.015mg/L 、2006年は 0.024mg/L から 0.012mg/L まで減少し、いずれの年も50%以上の濃度削減効果があることがわかる。この結果は、TP排出負荷量を約50%削減すれば、2-MIB濃度が 10ng/L を超過する下限値(0.011mg/L)近くまでTP濃度を低下させることができ、TP排出負荷量削減が水道水の異臭味問題解決に大きく寄与することを示唆する。しかし、生活系は将来的な下水道への転換割合が不明なこと、産業系は全ての事業所に裾下げ基準を適用するなど、現実問題として考えた場合には、TP排出負荷量50%削減の実現は相当困難であることを認識する必要がある。また、今回は年間の標準的な濃度で評価しているため、2007年2月7日のようにTP濃度が 0.011mg/L で2-MIB濃度が高くなる例は対象外である(図7-2)。

7.5 まとめ

本章では、紀の川流域で取り組む水道水の異臭味問題に関して、特に問題が深刻な上流部を対象に河川中の栄養塩類管理の効果を数値解析により検討した。既存の水質モニタリングデータ分析により、対象区間の2-MIB濃度は、TP濃度が 0.02mg/L を超過した場合に高濃度となる傾向であることがわかった。そこで、排出負荷量解析および河川水質解析によりTP濃度の上昇抑制を考察した。

排出負荷量解析では、生活系と産業系で8割以上を占めていることが示された。また、河川水質解析より、対象区間の標準的なTP濃度が富栄養化基準(0.02mg/L)を上回る河川環境にあることが示された。そこで、感度解析を行ってTP排出負荷量削減による効果を検討したところ、TP排出負荷量30%、50%削減でTP濃度を 0.02mg/L 、 0.015mg/L まで抑制でき、TP排出負荷量削減がTP濃度上昇抑制に一定の効果があることが示唆された。また、50%削減を生活系と産業系のTP排出負荷量削減で達成する方法を検討したが、TP排出負荷量削減

による栄養塩類濃度の管理のみでは、水の異臭味問題が生じないレベルまでTP濃度を低下させるには限界があることが明らかになった。したがって、水道水の異臭味問題の解決には、栄養塩濃度管理に河川流量管理など他の方法を組み合わせて総合的に取り組むことが望まれる。

第8章 紀の川上流域における水道水の異臭味問題～流量・負荷量管理による検討～

8.1 概要

本章では、第7章で示した紀の川上流域における水道水の異臭味問題に対して、分布型水文流出モデルを用いてより詳細な方法で河川水中のTP濃度特性と2-MIB濃度低減の対策方法を検討した。なお、前章の図7-3に示した河川流量と2-MIB濃度の相関図によって、低流量で2-MIB濃度が高くなる傾向が確認された。さらに、第6章の河川流量とTP濃度の感度解析からもTP濃度を管理するためには、河川流量の調整が重要であることを確認した。

本章では、TP濃度に影響を与える外部負荷量および河川流量の影響を検討するために、下流域首工による河川からの取水量を削減に伴う河川流量上昇と外部負荷削減による水道水の異臭味対策効果を考察した。

8.2 研究方法

本章の研究概要図を図8-1に示す。本章の検討内容を以下に示す。

- <1> 流域メッシュモデルの作成
- <2> 原単位法を用いた排出負荷量解析
 - <2-1> 果樹園のTP原単位(年間)の算出
 - <2-2> TP排出負荷量の算定
- <3> 分布型水文流出モデルを用いた水流出解析
- <4> マクロモデルを用いた流達負荷量解析

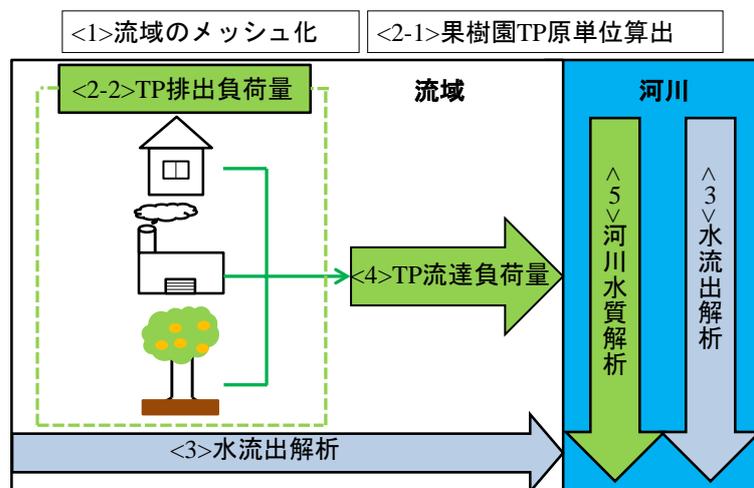


図 8-1 研究方法の概略図

(排出負荷量解析と水流出解析の結果を利用して、月別TP流達負荷量を算定)

<5> 一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析

(排出負荷量解析および流達負荷量解析の結果を利用し、年単位および月単位の河川水質を算定)

ここでの研究方法は、第5章の柘榴川流域と同様に分布型水文流出モデルを適用した。なお、本章の研究対象期間は、紀の川流域において水道水の異臭味問題が最も深刻だった2004年から2006年とした。

<1>流域メッシュモデルの作成では、3.2の通りである。分布型水文流出モデルを行うために流域を図8-2に示す2kmメッシュで分割した。メッシュ勾配は、標高データを利用してメッシュ内の最高値と最低値の差およびメッシュ幅から求めた。なお、落水線は隣接するメッシュ間4方向のうち最急勾配方向とした。また、図8-2のメッシュの色は、メッシュに占める割合が最も大きい土地利用の色である。

<2>原単位法を用いた排出負荷量解析では、<2-1>果樹園のTP原単位(年間)を4.4より算出した式(4-7)に示した果樹園TP原単位を用いた。続いて、<2-2> TP排出負荷量を原単位法によって流域から排出されるTP負荷量の算定を行った。

水流出解析は、<3>分布型水文流出モデルを用いた水流出解析(3.5)により算定した。解析を行うための流域メッシュモデルは、図8-1の通りである。ここで、紀の川上流域で使用したモデルパラメータは文献^{26),60)}の値を基本として設定した。

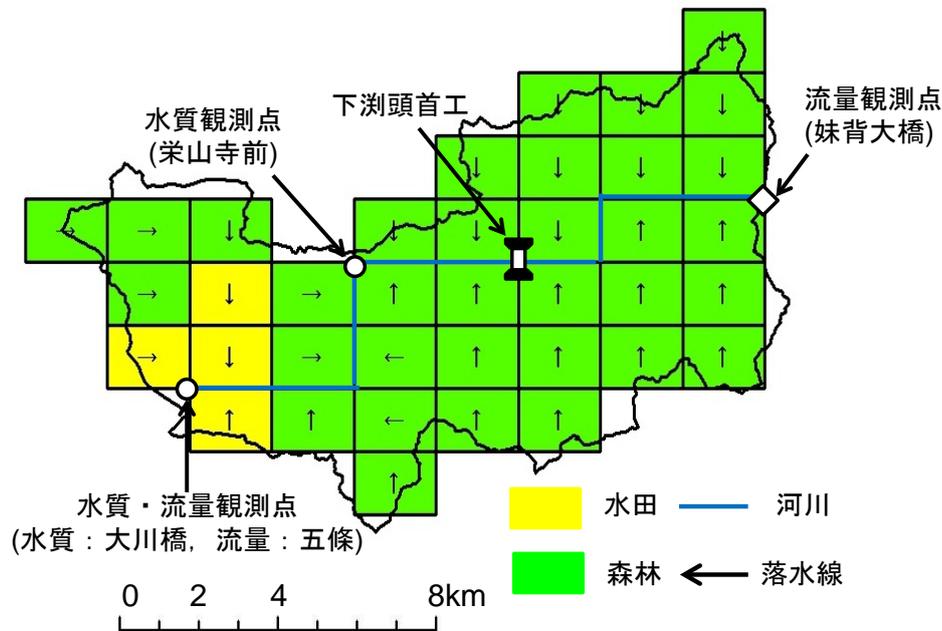


図8-2 上流域のメッシュモデル

表8-1 森林遮断蒸散サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
林内雨量比率	α_1	0.81
樹幹流比率	α_2	0.11
樹冠(タンク I)の最大貯留量(mm)	S_{1max}	1.44
樹冠(タンク II)の最大貯留量(mm)	S_{2max}	0.53
遮断蒸発強度(mm/hour)	e	0.21

表8-2 浸透・蒸散サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
流出寄与域率16%となる有効土層深(mm)	D_{16}	40.0
流出寄与域率50%となる有効土層深(mm)	D_{50}	20.0
林地系表層部(タンク III)の貯留定数(hour)	K_3	6.0
林地系下層部(タンク IV)の貯留定数($\text{mm}^{9/10}\text{hour}^{1/10}$)	K_4	100
直接流出の貯留べき定数	P_3	1.0
基底流出の貯留べき定数	P_4	0.08

表8-3 斜面・河道流出サブモデルのモデルパラメータ

変数(単位)	記号	値
斜面勾配(degree)	θ	0.3~1.43
粗度係数($\text{m}^{-1/3} \cdot \text{sec}$)	n	0.01~2
森林(0.1), 田(2.0), 畑(0.3), 市街地(0.01), 河川(0.01)		
A層厚(cm)	D	20.0
A層の有効間隙率(無次元)	γ	0.2
A層の透水係数(cm/sec)	k	0.3
空間差分間隔(m)	Δx	10.0
差分時間間隔(hour)	Δt	0.001
流出モデルメッシュ幅(m)	B	1,000

紀の川上流域における流域メッシュモデルは、図8-2の通りである。使用したモデルパラメータは、表8-1に森林遮断蒸散サブモデル、表8-2に斜面・河道流出サブモデル、表8-3に浸透・蒸散サブモデルである。また、流出モデルメッシュ幅は1,000mである。

森林遮断蒸発サブモデルに用いたモデルパラメータは、第5章の柘榴川流域と同様の値を使用した。浸透・蒸散サブモデルに用いるモデルパラメータは、出水時の感度を上げるために林地系の貯留定数(K_3 , K_4)の値は第5章の柘榴川流域の解析で使用した値を使用し、流出に寄与する有効土層深 D_{16} と D_{50} の値は感度解析によって決定した。

斜面・河道流出サブモデルに用いるモデルパラメータの斜面勾配は、各メッシュに算定した。その他のパラメータは、第5章の柘榴川流域の解析と同様である。

気温データは、気象庁のアメダス年報の月平均気温データを用いて解析を行う。使用した観測所データは1年間継続して観測が行われているアメダス観測点(五條)のデータを用いた。

表8-4 使用自浄係数

年	月日	自浄係数 (1/min)
2004年	2月4日	0.060
	8月18日	0.008
2005年	2月2日	0.027
	8月3日	0.022
2006年	2月1日	0.030
	7月12日	0.028
	8月2日	0.023
	12月6日	0.034
年単位		0.022

降雨データは、気象庁のアメダス年報の1時間毎の降雨データを用いて解析を行う。使用した観測所データは、1年間継続して行われている地点のデータを用いた。紀の川上流域の解析では、流域内にある国土交通省観測所(五條, 吉野)のデータを用いた。さらに、下淵頭首工からの取水を考慮するためには、3.5.11の農業用取水モデルを組み込むこととした。

TP流達負荷量は、<4>マクロモデルを用いた流達負荷量解析(3.6)により算定した。紀の川上流域では、分布型水文流出モデルを使用しているため、落水線(図8-2)により連結されているメッシュグループ毎に適用した。文献³⁸⁾のマクロモデルでは、面源からのTP流達負荷量は降水量のべき乗に比例するとされている。柘榴川流域を対象とした第5章では、窒素の流出は流域から河川への水流出量のべき乗に比例すると仮定した。しかし、リンは土壤に吸着されやすいため⁹⁾、その多くは土壤とともに流出するが、現状では土壤流出量が不明である。そのため、河川への水流出量に伴い流出するのではなく、雨によって流出すると仮定した。モデル係数は、日TP流達負荷量を年間で合算した年間TP流達負荷量が原単位法によって得られた年間TP排出負荷量に等しくなるように試行錯誤的に求めた。月別TP流達負荷量は、1日毎に得られるTP流達負荷量を月毎に合算して求めた。

河川水質は、<5>一次元定常移流方程式を用いた河川水質解析(3.7)により算定した。河川流速は対象区間内の流量、水位、および河川断面から算定した。TP外部負荷量には、第5章の柘榴川流域での解析と同様に分布型水文流出モデルを用いているため、マクロモデルより算定したメッシュグループ毎のTP流達負荷量を与えた。本解析モデルでは、物質の減衰に影響を及ぼす河川の環境要因は自浄係数に含まれるが、表8-4の自浄係数を使用した。

自浄係数は、TP流達負荷量が大きく河川流量が小さい時に大きくなる傾向がある。例えば、2004年2月の流量とTP流達負荷量の比は他の年に比べて最も小さい。2004年は $0.038\text{m}^3/\text{kg}$ 、2005年は $0.077\text{m}^3/\text{kg}$ 、2006年は $0.073\text{m}^3/\text{kg}$ である。一方、2004年8月の流量とTP流達負荷量の比は他の年に比べて最も大きい。2004年は $0.154\text{m}^3/\text{kg}$ 、2005年は $0.104\text{m}^3/\text{kg}$ 、2006年は $0.038\text{m}^3/\text{kg}$ である。その他の条件として、最上流地点の妹背大橋の濃度を 0mg/L 、差分格子間隔は 0.1km として差分法で求めた。最上流地点の濃度に関しては、上流の土地

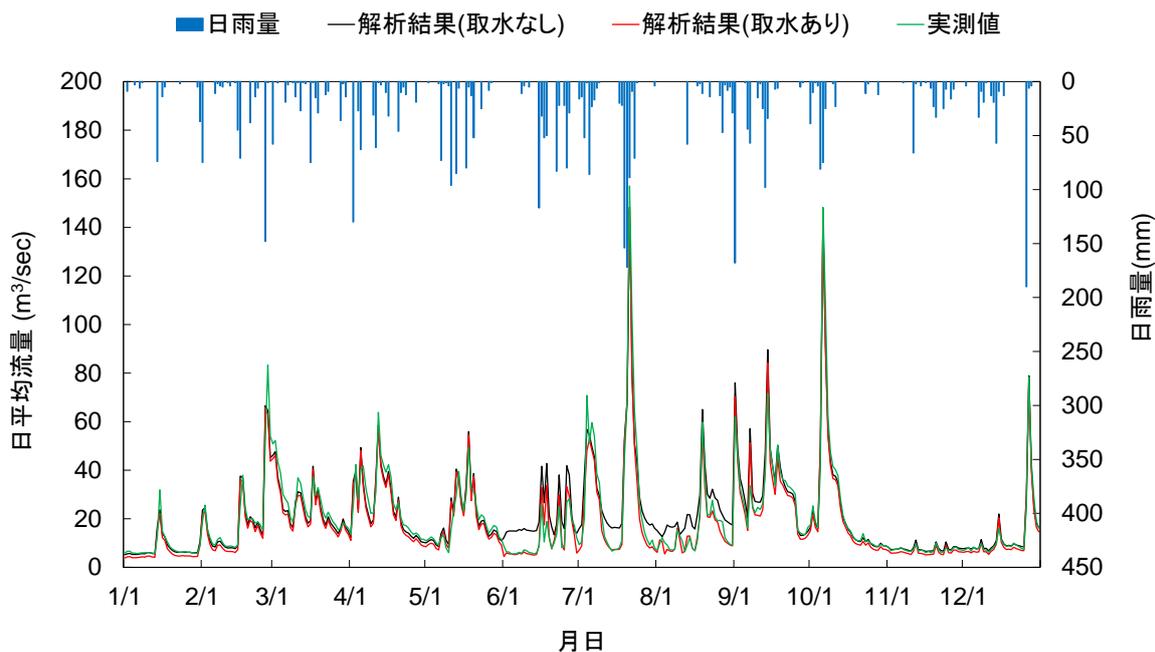


図8-3 水流出解析結果(2006年)

利用がほとんど森林のため、0mg/Lとしても最上流観測点の下淵頭首工の濃度を与えても解析結果にはほとんど影響を与えないことを確認している。

8.3 解析結果

五條地点の分布型水文流出解析結果を図8-3に示す。灌漑期は、解析流量(取水あり)と実測流量に近い値を示している。例えば、6月15日は実測値8.73m³/secに対して解析結果(取水無し)18.64m³/sec、解析結果(取水あり)9.22m³/secとなり、下淵頭首工による取水が河川流量の低下に影響を与えている可能性が高いことを示している。

表8-5は、解析で算定したTP流達負荷量と流量およびTP濃度を示す。解析したTP濃度は、実測値を良く再現できている。図8-4は、2006年の大川橋における流下に伴うTP濃度変化である。流下に伴う濃度変化は、観測点(10)から(12)にかけて上昇していることがわかる。これは、生活系および産業系などのTP負荷量が流入しているためである。

図8-5にTP流達負荷量を0%から60%削減した場合と、取水量を0%から30%削減した場合の2006年2月1日におけるTP濃度解析結果を示す。TP流達負荷量と取水量を削減しなかった場合、富栄養化基準(0.02mg/L)以上の0.03mg/Lとなった。TP流達負荷量のみを40%削減した場合、富栄養化基準以下に抑制できる。一方、取水量のみを30%削減した場合、TP濃度を0.026mg/Lまでしか抑制できなかった。ここで、TP流達負荷量と取水量を同時に削減することで、効率良く濃度を抑制できる。例えば、TP流達負荷量を20%、取水量を30%削減することによって、0.02mg/Lに抑制できる。

表8-5 解析結果 (TP流達負荷量, 水流出解析, TP濃度 大川橋)

年	月日	TP流達負荷量 (kg/day)	流量 (m ³ /day)	TP濃度	
				解析値 (mg/L)	実測値 (mg/L)
2004年	2月4日	109.6	4.18	0.027	0.027
	8月18日	109.6	16.92	0.014	0.014
2005年	2月2日	107.5	8.35	0.023	0.023
	8月3日	107.5	11.14	0.020	0.020
2006年	2月1日	300.3	22.08	0.036	0.036
	7月12日	123.7	9.40	0.023	0.023
	8月2日	123.7	11.30	0.021	0.021
	12月6日	123.7	6.25	0.028	0.028

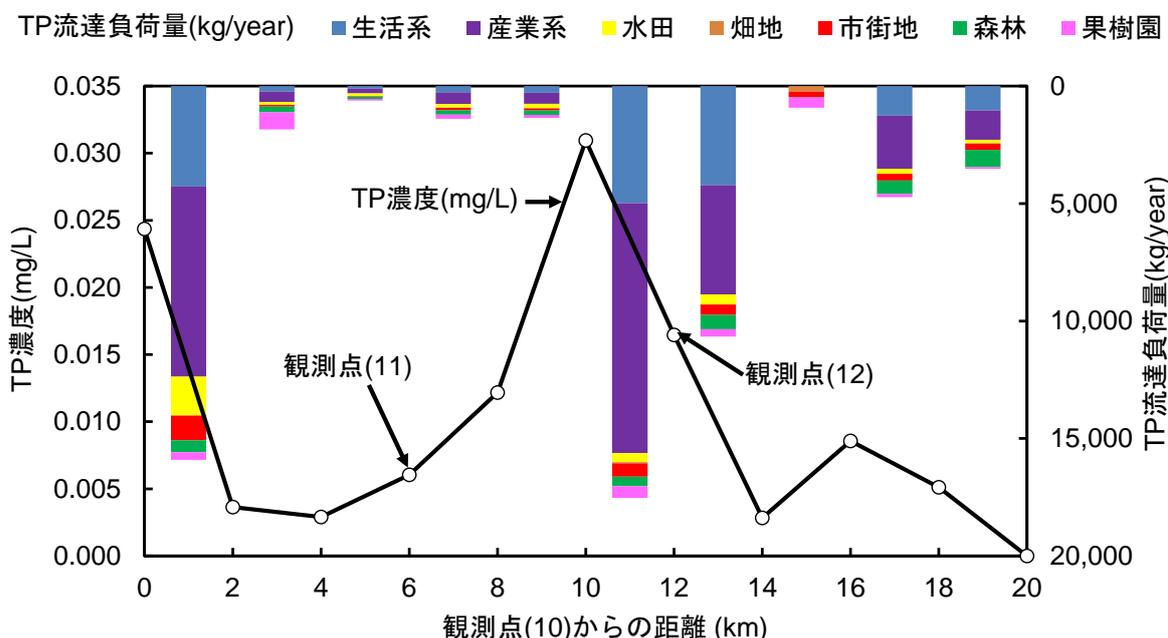


図8-4 流下方向に沿った年単位のTP濃度解析結果(2006年)

生活系と産業系のTP排出負荷量抑制案として、前章と同様の方法でTP流達負荷量削減を行う。TP排出負荷量削減効果を考慮した結果、例えば2006年にはTP排出負荷量が全体で46.1%削減され、その内の3.3%が生活系、産業系が42.8%であった。

流量を増加するための有効な方法としては、頭首工における取水量の削減である。下流頭首工の取水量の削減率0%と20%を比較すると、非灌漑期における流量の増加量は少ない。一方、灌漑期(6月12日～8月2日)では削減率0%と20%で比較すると30%程度の流量が増加することが示された。

図8-6にTP排出負荷量削減効果と取水量の削減率を考慮した解析結果を示す。TP濃度は、生活系や産業系などのTP流達負荷量が大きく減少したため、年間平均で48%の濃度低下の内、45%がTP流達負荷量削減、3%が取水量削減に伴う濃度低下であることが示された。灌漑期においては、46%の濃度低下の内、41%がTP流達負荷量削減、5%が取水量削減に伴う濃度低下であることがわかった。また、2006年2月1日は、22%の濃度低下の内、21.3%がTP

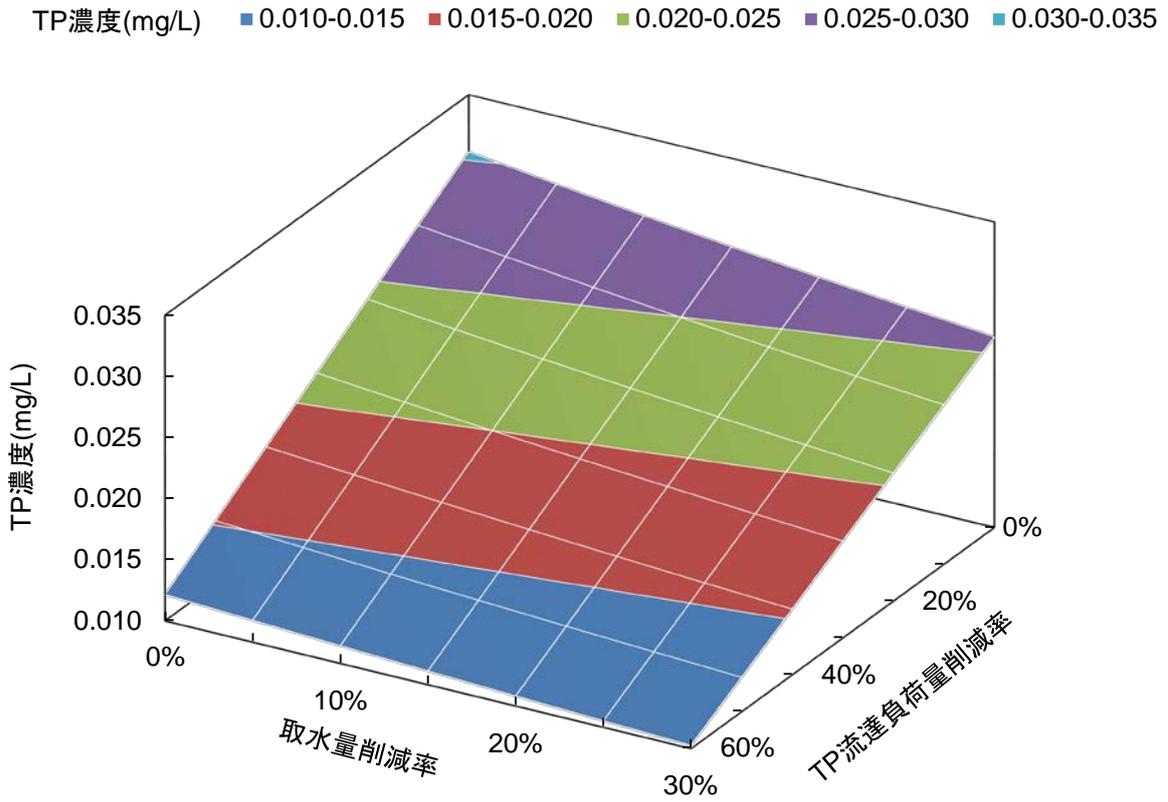


図8-5 TP流達負荷量と取水量に関する感度解析結果

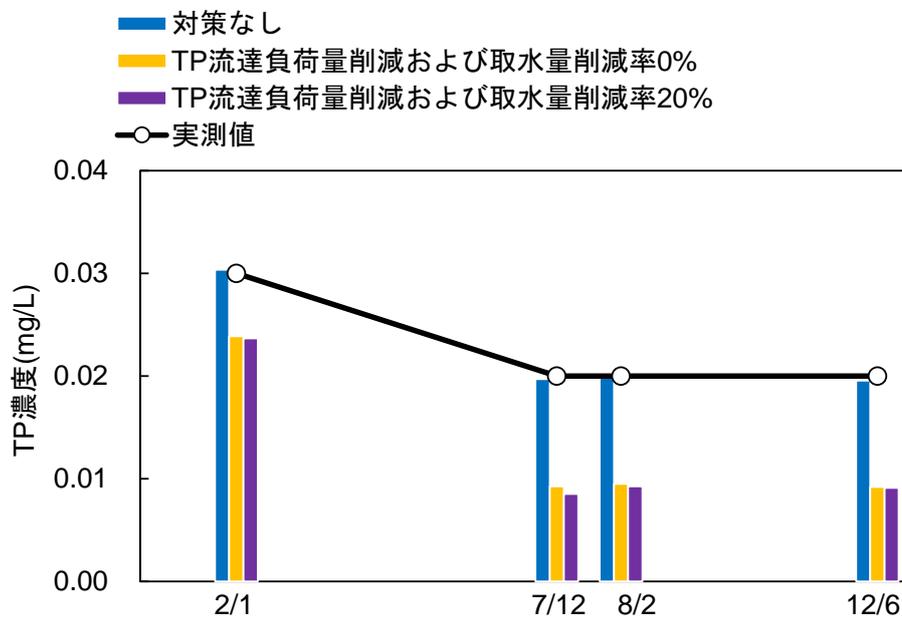


図8-6 TP流達負荷量および取水量削減効果によるTP濃度解析結果(2006年)

流達負荷量削減，0.7%が流量削減に伴う濃度低下であることがわかった．これは，降雨に伴う面源のTP流達負荷量が大きいためであり，対策案に伴うTP流達負荷量削減率は24.2%であることがわかった．しかし，生活系は将来的な下水道への転換割合が不明なこと，産業系は全ての事業所に裾下げ基準を適用するなど，現実問題として考えた場合には，TP流達負荷量50%削減の実現は相当困難であることを認識する必要がある．

8.4 まとめ

本章では，紀の川全域の中でも特に問題が深刻な上流部を対象に水道水の異臭味問題についてTP濃度と流量について考察した．そこで，TP濃度の上昇抑制のためには物質負荷特性と水流出特性を把握し，TP流達負荷量抑制効果と対象地域内の下流域首工の取水量適正利用による河川流量の回復案を考察した．

河川水質解析はTP流達負荷量と取水量の削減効果を考慮した．その結果，灌漑期のみを抜粋すると46%の濃度減少があり，その内の41%がTP流達負荷量削減効果，5%が流量の回復効果であった．TP濃度抑制効果によって，日単位では0.01mg/Lまで濃度低下できると示された．さらに，TP濃度が0.02mg/Lを下回ると2-MIB濃度の上昇抑制を行うことが可能であると示された．

また，TP流達負荷量削減および取水量削減に伴う河川流量の管理のみでは，水の異臭味問題が生じないレベルまでTP濃度を低下させるには限界があることが明らかになった．したがって，水道水の異臭味問題の解決には，栄養塩濃度管理に河川流量管理など他の方法を組み合わせて総合的に取り組むことが望まれる．

第9章 結論

本研究の対象地域である和歌山県北部と奈良県南部を流れる紀の川流域における河川中の窒素、リンなどの栄養塩類濃度や河川流量などの管理に係る水環境マネジメントが重要となる。そのため、紀の川での栄養塩類濃度に関する課題を整理し、原因分析および対策案の検討を行った。

第4章では、果樹園TN・TP原単位の算出および有効性について述べた。果樹園からのTN・TP排出負荷量が多くを占めている紀の川流域では対象地域に合った果樹園の負荷特性を把握する必要がある。そこで、既存のデータを得ることができれば算出が可能である流域内における園地内の物質収支によって果樹園TN・TP原単位を算出した。その結果、TNは流域平均で6,362~11,206kg/year/km²となり、TPは流域平均で186kg/year/km²となった。算出精度に関してはいくつかの課題が残っているが、今回算出した果樹園TN・TP原単位の有効性としては2点あり、インプット量に流域内の施肥量を用いているため、施肥量管理による栄養塩類の流出抑制効果の検討を容易に行うことができる。そして、年間の施肥量だけでなく、月別の施肥量を用いることによって月別果樹園TN・TP原単位の算出が可能であり、これは農業活動が盛んな農業集水域における季節毎の河川水質解析を行うことができる点である。施肥量管理に関しては、和歌山市を除いた2003年のTN排出負荷量解析を行った結果、施肥量を10%削減した場合には果樹園のTN排出負荷量は25%減り、全体に占める割合も30%から25%にまで減少することがわかった。

第5章では、紀の川流域の栄養塩類濃度特性の1つである、農業活動が盛んな紀の川流域の中でも特に果樹園が広く分布する柘榴川流域を対象として、果樹園からの肥料流出に伴う河川水質特性について分布型水文流出モデルを利用した数値解析によりTN負荷特性および河川水質特性を考察した。樹園地内の窒素収支に基づいた方法により果樹園のTN原単位を算出したため、年単位だけでなく、月単位のTN原単位も算出可能であり、その結果、年単位に加えて、月単位のTN濃度解析値も実測値を概ね再現できた。今回のモデル解析により、果樹園のTN原単位は非常に大きく、流域の3分の1を果樹園が占める柘榴川流域では、果樹園からのTN排出負荷量が総TN排出負荷量の約8割になることが示された。また、河川へのTN流達負荷量は、水流出量と土中窒素量の影響を受けて、降水量や果樹園への施肥量の多い10月から4月まで多く、河川水質もTN流達負荷量と同様に変動することが示された。このような水質変化の傾向は、野外調査でも得られており、柘榴川のTN濃度変化は、果樹園からの肥料流出によって引き起こされている可能性が非常に高い。ただし、柘榴川流域においては、河川長が短く短期間で多量のTN流達負荷量による大幅な河川水質上昇が考えられる。そのため、施肥量削減のみによる河川水質の改善は困難であることが示された。

第6章では、紀の川流域における栄養塩類濃度特性の2点目として、既存の水質モニタリ

ングデータに見られる特徴的な傾向である中流域における1990年代後半のTP濃度の大きな上昇を取り上げ、その要因を排出負荷量解析および河川水質解析により考察した。排出負荷量解析では、産業系、生活系、果樹園の3つで総TP排出負荷量の大部分を占め、特に産業系が一番多いことが示された。さらに、産業系の中では家具・装備品、繊維工業、および化学工業の割合が大きいこと、2000年以降は製造品出荷額の減少および第5次水質総量規制の導入により産業系TP排出負荷量が1990年代後半より約50%減少したことも示された。このうち38%分が製造品出荷額の減少、12%分が水質総量規制の導入によるものであった。また、河川水質解析は簡単な一次元定常移流方程式で行ったが、排出負荷量解析結果をTP外部負荷量として用いることで無降雨日の実測値を概ね再現することができた。これより、中流域のTP濃度の大きな上昇は産業系に由来するTP外部負荷量の増加および低流量によって引き起こされていたことが示された。すなわち、紀の川中流域のTP濃度は流域からのTP外部負荷量と流量の影響を受けやすく、TP濃度管理では両者を考慮することが重要となる。感度解析により、TP排出負荷量が32,000kg/year以上かつ流量が8m³/sec以下になると、TP濃度が0.1mg/L以上になる可能性が高い。

第7章と第8章では、水道水の異臭味問題について考察した。紀の川全域の中でも異臭味問題が深刻な地域は、栄養塩類濃度が高くなっている下流部ではなく、奈良県の五條市や大淀町付近の上流部であることがわかっている。異臭味問題が発生した具体的な日時を得ることができなかつたため、既存のモニタリングデータを用いて異臭味問題の原因物質である2-MIBと栄養塩類濃度や流量、水温などとの相関について検討した。その結果、2-MIB濃度が高くなる条件としては、低流量であることと夏と冬に特に高い2-MIB濃度を示す傾向があった。藍藻類が増殖するためには栄養塩類濃度が必要であり、対象となる紀の川上流域の栄養塩類濃度は、年間通して富栄養化基準であるTN濃度:0.2mg/L、TP濃度:0.02mg/Lを超過している調査日が多いことから藍藻類が生育・増殖するための栄養塩類濃度条件が整っていると考えられる。なお、藍藻類の優占率に影響する因子は、TPが特に重要であり、水質モニタリングデータでは季節に関係なくTP濃度が富栄養化基準の0.02mg/Lを超過した場合に2-MIB濃度が高くなる傾向が見られることから、TPを対象物質とした。

第7章では、排出負荷量解析の結果より生活系と産業系で8割以上を占めていることが示された。また、河川水質解析より、対象区間の標準的なTP濃度が富栄養化基準(0.02mg/L)を上回る河川環境にあることが示された。そこで、流域からのTP排出負荷量を管理することによるTP濃度の低減効果を確認した。感度解析を実施したところ、TP排出負荷量30%、50%削減でTP濃度を0.02mg/L、0.015mg/Lまで抑制でき、TP排出負荷量削減がTP濃度上昇抑制に一定の効果があることが示唆された。

第8章では、TP流達負荷量抑制効果と対象地域内の下流域首工の取水量適正利用による河川流量の回復案を考察するために、分布型水文流出モデルを用いた水流出解析とマクロモデルを用いたTP流達負荷量解析を組み込んだ。その結果、灌漑期のみを抜粋すると46%

の濃度減少があり,その内の41%がTP流達負荷量削減効果,5%が流量の回復効果であった. TP濃度抑制効果によって,日単位では0.01mg/Lまで濃度低下できると示された. さらに, TP濃度が0.02mg/Lを下回ると2-MIB濃度の上昇抑制を行うことが可能であると示された.

しかし, TP排出負荷量削減および取水量削減に伴う河川流量の管理のみでは, 水の異臭味問題が生じないレベルまでTP濃度を低下させるには限界があることが明らかになった. したがって, 水道水の異臭味問題の解決には, 栄養塩濃度管理に河川流量管理など他の方法を組み合わせて総合的に取り組むことが望まれる. そのため, 対象区間における水道水の異臭味問題の解決には, TP流達負荷量削減を進めるとともに, 異常繁殖時の浄水場における活性炭投入による応急対策など, 他の方法と組み合わせて総合的に取り組むことの重要性が示唆された.

参考文献

- 1) 大垣眞一郎：河川と栄養塩類，技報堂出版，179pp，2005.
- 2) 楠部加寿代ほか： *Phormidium tenue* によるかび臭発生事例，第 57 回全国水道研究発表会概要集，pp.570-571，2006.
- 3) 江種伸之ほか：土地利用の異なる隣接した二流域の河川水質特性，水工学論文集，Vol.48，pp.1471-1475，2004.
- 4) 総務部総務管理局市町村課合併推進室（2018.12.28 更新）和歌山県市町村合併推進構想の概要．<<http://www.pref.wakayama.lg.jp/index.html>>，2018.12.29 参照
- 5) 国土交通省：紀の川水系河川整備基本方針紀の川水系流域及び河川の概要，pp.39-67，2007.
- 6) 国土交通省(2018.12.25 更新)水文水質データベース．<<http://www1.river.go.jp/>>，2018.12.29 参照
- 7) 井上隆信：非特定汚染源の原単位の現状と課題，水環境学会誌，Vol.26，pp.131-134，2003.
- 8) 国土交通省ほか：湖沼水質のための流域対策の基本的考え方～非特定汚染源からの負荷対策～，36pp，2006.
- 9) 田淵俊雄，高村義親：集水域からの窒素・リンの流出，東京大学出版，44pp，pp.72-80，119pp，1985.
- 10) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査指針と解説，日本下水道協会出版，pp.31-69，1999.
- 11) 国松孝男，村岡浩爾：河川汚濁のモデル解析，技報堂出版，pp.13-14，1989.
- 12) 山田淳：ノンポイント汚染-科学から政策へ-，水環境学会誌，Vol.29，No.11，665pp，2006.
- 13) 和田安彦：ノンポイント負荷の制御，技法堂出版，pp.1-12，1994.
- 14) Freeze, R. A. and Haran, R. L. : Blueprint for a physically - based, digitally - simulated hydrologic response model, J. Hydrology, Vol.9, pp.237-258, 1969.
- 15) Beven, K. J. , Kirkby, M. J. , Schofield, N. and Tagg, A. F. : Testing a physically - based flood forecasting model (TOPMODEL) for three U. K. catchments, J. Hydrology, Vol.69, pp.119-143, 1984.
- 16) Abbot, M. B. , Bathrust, J. C. , Cunge, J. A. , O'Connell, P. E. and Rasmussen, J. : An introduction to the European hydrological system - Systeme hydrologique Europeen, "SHE", 1 : History and philosophy of a physically - based, distributed modeling system, J. Hydrology, Vol.87, pp.45-59, 1986.
- 17) Abbot, M. B. , Bathrust, J. C. , Cunge, J. A. , O'Connell, P. E. and Rasmussen, J. : An introduction to the European hydrological system - Systeme hydrologique Europeen, "SHE",

- 2 : History and philosophy of a physically - based, distributed modeling system, J. Hydrology, Vol.87, pp.61-77, 1986.
- 18) Beven, K. J. , Calver, A. and Morris, E. M. : The institute of hydrology distributed model, Technical Report Rep. No.98, the Institute of Hydrology, Wallongford, 1987.
- 19) Calver, A. : Calibration, sensitivity and validation of a physically - based rainfall - runoff model, J. Hydrology, Vol.103, pp.103-115, 1988.
- 20) Calver, A. and Wood, W. L. : On the discretization and cost-effectiveness of a finite element solution for hill-slope surface flow, J. Hydrology, Vol.10, pp.165-179, 1989.
- 21) 高棹琢馬ほか : TIN-DEM データ形式を用いた流域場情報システムの開発, 水工学論文集, Vol.36, pp.677-684, 1992.
- 22) 椎葉充晴 : 分布型流出モデルの現状と課題, 流域特性のメッシュ集中化によるマクロ水文モデルの開発, 平成7年度文部科学省研究費補助金研究成果報告, pp.7-17, 1996.
- 23) 中桐貴生ほか : 紀ノ川流域における流域水循環モデルの開発, 農業土木学会論文集, No.198, pp.1-11, 1998.
- 24) 登坂博行 : 地圏水循環の数理-流域水循環の解析法, 東京大学出版, pp.68-69, 2006.
- 25) 鈴木雅一ほか : 桐生試験地における樹冠通過雨量, 樹幹流下量, 遮断量の研究, 日本林学誌, Vol.61, No.6, pp.202-210, 1979.
- 26) 石塚正秀, 江種伸之 : 農業用水取水ルールを考慮した分布型水文流出モデルによる紀の川流出解析, 水工学論文集, Vol.52, pp.391-396, 2008.
- 27) 塚本良則 : 森林水文学, 文永堂出版, pp.53-58, 1992.
- 28) 馬場仁志ほか : 蒸発散および浸透を組み合わせた二段型貯留関数型流出モデルの開発, 水文水資源学会誌, Vol.14, No.5, pp.364-375, 2001.
- 29) 水理公式集, 平成11年版, 土木学会出版, 40pp, 1999.
- 30) 福嶋義宏, 鈴木雅一 : 山地流域を対象とした水循環モデルの提案と桐生流域の10年連続日, 時間記録への適用, 京大演習, pp.162-185, 1986.
- 31) 角屋睦 : 雨水流法-表面流出モデルによる洪水流出解析, 農業土木学会誌, Vol.48, No.6, pp.37-43, 1980.
- 32) 立川康人 : 分布型流出予測システムの構成とリモートセンシング情報による流域場特性の取得に関する研究, 京都大学, pp.1009-1014, 1995.
- 33) 陸旻皎ほか : 分布型モデルに基づく水利用シミュレーションモデルの開発の試み, 水工学論文集, Vol.46, pp.277-282, 2001.
- 34) 佐山敬洋ほか : 広域分布型流量予測システムの開発とダム群治水効果の評価, 土木学会論文集, NO.803/II, 73, pp.13-27, 2005.
- 35) 市木敦之ほか : 都市域中小河川における水質タンクモデルの適合性に関する研究, 水工学論文集, Vol.39, pp.229-235, 1995.

- 36) 田村隆雄ほか：硝化モデルを組み込んだ森林流域からの硝酸態窒素流出モデルに関する検討，水工学論文集，Vol.44, pp.1149-1155, 2000.
- 37) 木内豪，渡部康実：地質・土壌・土地利用の空間分布を考慮した水循環解析手法の検討，水工学論文集，Vol.55, pp.565-570, 2011.
- 38) 市木敦之：水理公式例題プログラム集，第6編水環境編(例題6-15)，土木学会，CD-ROM, 2002.佐山敬洋ほか：広域分布型流量予測システムの開発とダム群治水効果の評価，土木学会論文集，NO.803/Ⅱ，73，pp.13-27，2005.
- 39) 小川吉雄：地下水の硝酸汚染と農法転換，農文協出版，pp.35-36, 2000.
- 40) 宗宮功：自然の浄化機構，技法堂出版，pp.86-87, 1995.
- 41) 石塚正秀，溝口大介：比率法を用いた綾川流域の負荷量解析と負荷量の空間分布を考慮した河川水質シミュレーション，水工学論文集，Vol.54, pp.1363-1368, 2010.
- 42) 農林水産省(2018.12.28 更新)作物統計。
<<http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/index.html>>，2018.12.29 参照.
- 43) 中間和光：ミカンづくりと施肥，農文協出版，pp.58-72, 2001.
- 44) 阿部薫ほか：モモの作業便利帳，農文協出版，pp.86-88, 2003.
- 45) 松村博行：カキの作業便利帳，農文協出版，pp.67-69, 2003.
- 46) 松中照夫：土壌学の基礎，農文協出版，pp.206-207, pp.259-261，pp.310-311, 2006.
- 47) 波多野隆介，犬伏和之：続・環境負荷を予測する-モニタリングとモデリングの発展-，博友社出版，pp.43-59, 2005.
- 48) 梅本諭ほか：都市域，山林域における湿性降水物および全大気降水物による窒素，リンの負荷量，水環境学会誌，Vol.24, No.5, pp.300-307, 2001.
- 49) 坂井文子ほか：江戸川・荒川・多摩川・中川における出水時栄養塩・COD 負荷特性，水工学論文集，Vol.52, pp.1117-1123, 2008.
- 50) 村山重俊ほか：農業集水域小河川の平常流量時の水質とその時期的変動，日本土壌肥料学会誌，No.72, Vol.3, pp.409-419, 2001.
- 51) 嶋栄吉，堤聰：土地利用と畜産が流域内の河川水質に与える影響，環境情報科学論文集，Vol.14, pp.219-224, 2001.
- 52) 山田俊郎ほか：降雨時における森林集水域からの水質成分負荷流出特性，環境工学研究論文集，Vol.36, pp.217-224, 1999.
- 53) 太田陽子，中津川誠：出水時を含む水質成分負荷量と流域土地利用との関係について，水工学論文集，Vol.48, pp.887-892, 2002.
- 54) 伴道一ほか：中筋川における栄養塩濃度と冬季の赤潮発生について，農業土木学会論文集，No.202, pp.95-102, 1999.
- 55) 石塚正秀ほか：紀ノ川下流の淡水域・汽水域における冬季から夏季の栄養塩・植物プランクトンの現地調査，水工学論文集，Vol.49, pp.1519-1524, 2005.

- 56) 丸山治朗ほか：長良川河口堰上流水域における植物プランクトンの増殖に関する研究～モニタリングデータを用いた解析～，水工学論文集，Vol.51，pp.1207-1212，2007.
- 57) 加藤晃司ほか：富栄養化傾向にある旧川水質の空間分布，河川技術論文集，Vol.8，pp.17-22，2002.
- 58) 西村文武ほか：柑橘類果樹園地からの流出水水質特性に関する調査研究，水工学論文集，Vol.52，pp.1135-1140，2008.
- 59) 国松孝男，駒井幸雄：農耕地ノンポイント汚染の実測と原単位一牧草地を例にして，水環境学会誌，Vol.30，pp14-18，2007.
- 60) 石塚正秀ほか：レーダー・アメダス解析雨量を用いた中規模河川流域の流出解析と降雨特性分類に基づく検証，土木学会論文集 B，Vol.66，No.1，pp.35-46，2010.
- 61) 石塚正秀ほか：流域スケールの水循環モデルの構築と山地小流域への適用，土木学会関西支部年次学術講演概要集，II-4-1，2004.
- 62) 海老瀬潜一：流下過程の水質変化の物質収支法による評価，自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(V) 汚濁負荷の発生と流出・流達(環境庁国立公害研究所)，pp.99-110，1988.
- 63) 安藤尚子ほか：奈良県吉野川におけるカビ臭の発生と対応(III)．全国水道研究発表会講演集，No.62，pp.590-591，2011.
- 64) 横山洋，山下彰司：ダム貯水池におけるかび臭発生要因の検討，河川技術論文集，Vol.13，pp.23-28，2007.
- 65) 藤本尚志：全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係，水環境学会誌，Vol.18，No.11，pp.901-908，1995.
- 66) 工藤勝弘ほか：ダム貯水池における栄養塩類および植物プランクトンの挙動について，水文・水資源学会誌，Vol.17，No.2，pp.134-149，2004.
- 67) 工藤勝弘ほか：ダム貯水池におけるフォルミディウムとかび臭，水文・水資源学会誌，Vol.17，No.4，pp.331-342，2004.
- 68) Francine M.J.Harland, Susanna A.Wood, Elena Moltchanova, Wendy M. Williamson, and Sally Gaw. : *Phormidium autumnale* Growth and Anatoxin-a Production under Iron and Copper Stress. *Toxins*, 5, pp.2504-2521, 2013.
- 69) 関谷卓見ほか：藍藻類 *Microcystis aeruginosa* と珪藻類 *Cyclotella sp.* の増殖に及ぼす N/P 比および温度の影響．水環境学会誌，Vol.33，No.11，pp.175-179，2010.
- 70) 佐藤敦久，眞柄泰基：上水道における藻類障害安全で良質な水道水を求めて，技法堂出版，pp.15-40，1996.

謝辞

論文を取りまとめるにあたり、日頃から終始多大なるご指導、ご鞭撻を賜った和歌山大学システム工学部教授、江種伸之先生、放送大学特任教授、平田健正先生に心から感謝の意を表します。また、香川大学工学部准教授、石塚正秀先生、和歌山市水道局、和田安弘様には研究に関する様々なご協力とご助言を賜りました。

また、株式会社大林組には、社会人ながらこのような学術的考察の場を与えていただき、日笠山徹巳氏、黒岩正夫氏、西川直仁氏、大西健司氏、西田憲司氏、竹崎聡氏をはじめ当社関係者には、応援、励ましをいただいたことをここに記して感謝の意を表します。

そして最後に、筆者の社会人生活と研究生活を温かく見守り、多忙に伴い精神的に苦しんでいる時にも支えてくださった両親に心より感謝いたします。

対外発表リスト

[学会誌掲載論文（全文査読）]

- 1) 日野良太, 江種伸之, 平田健正: 樹園地内の物質収支に基づいた栄養塩類の原単位算出に関する基本考察, 環境情報科学論文集, Vol.25, pp.269-274, 2011.
- 2) 日野良太, 江種伸之, 石塚正秀, 平田健正: 果樹園の月別窒素原単位に基づいた河川水質の季節変化特性に関する数値解析, 水工学論文集, Vol.56, I_607-I_612, 2012.
- 3) 日野良太, 和田安弘, 江種伸之: 紀の川上流域における栄養塩類濃度管理による水道水の異臭味問題の対策案検討, 環境情報科学学術論文集, Vol.29, pp.183-188, 2015.
- 4) R.Hino, N.Egusa, Y.Wada, M.Ishizuka and T.Hirata: Restraint effects of 2-MIB concentration increases due to total phosphorus management in the upper kinokawa watershed, International Journal of GEOMATE, Vol. 13, Issue 37, pp. 141-148, 2017.

[その他（全文査読）]

- 1) 和田安弘, 日野良太, 江種伸之, 平田健正: 河川水中の全リン濃度に与える産業系負荷量の影響-第5次水質総量規制導入の効果-, 環境情報科学学術論文集, Vol.26, pp.55-60, 2012.

[その他（国際会議）]

- 1) R.Hino, N.Egusa, Y.Wada and T.Hirata: Assessment of off-flavor tap water due to nutrient and river flow management practices in the upper Kinokawa river watershed, Second International Conference on Science, Engineering & Environment (SEE), pp.897-902, 2016.