

河川水中の溶存有機物分画データと流域特性の関係

天 野 耕 二^{*} 松 本 邦 治^{**}
今 井 章 雄^{***} 松 重 一 夫^{***}

Relationships between Fractionation Data in River Water and Watershed Characteristics

Koji AMANO^{*}, Kuniharu MATSUMOTO^{**}
Akio IMAI^{***} and Kazuo MATSUSHIGE^{***}

^{*} Environmental Systems Engineering, Ritsumeikan University, Noji-higashi 1-1-1, Kusatsu, Shiga 525-8577, Japan

^{**} Nara Prefectural Government, Noborioji-cho 30, Nara 630-8501, Japan

^{***} National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba, Ibaraki 305-0053, Japan

Abstract

In the basin of Lake Biwa and Lake Kasumigaura, relationships between fractionation data of dissolved organic matter (DOM) and in inflowing river water and watershed characteristics were investigated by regression analysis and specific unit modeling. Most hydrophobic neutrals were found to originate from domestic sewage. Domestic wastewater treatment plant effluent was found to significantly contribute to the load of hydrophilic acids in river water. Specific unit modeling based on the load of DOM fraction and the ratio of land use contribution in watershed enabled source identification for each DOM fraction including refractory dissolved organic matter. In the north basin of Lake Biwa, forest outflow significantly contributed to the load of aquatic humic substances and refractory fractions. The loads of other DOM fractions were found to be dominated mainly by urban drainage.

Key words: dissolved organic matter, fractionations, watershed characteristics, regression analysis, specific unit modeling

1. はじめに

溶存有機物に関する調査研究については、地球規模の炭素循環における海洋の溶存有機物の役割の重要性や水域の物質代謝過程でのバクテリアの役割と溶存有機物の関係に関する知見¹⁾などにより近年注目を集めている。湖沼における溶存有機物の問題が指摘されるようになってきたのは、1980年代後半から琵琶湖北湖においてBOD濃度が減少しているにもかかわらずCOD濃度が上昇するという「水質乖離現象²⁾」が観測されるようになってからである。

この乖離現象の原因としては、湖内のCOD成分の大部分が溶存有機物であることから溶存有機物に何らかの変化が起こっていると考えるのが一般的である。琵琶湖表層では特に春季と冬期にCODの増加が目立ち、深層では季節によらずCODの増加が報告されている³⁾。植物プランクトンの指標であるクロロフィルaには一定の増加傾向がみられないことから、内部生産の増大によるCODの増加は考え難く^{2,4,5)}、BODが易分解性有機物の代表的指標であることから、BODには反映されないがCODに反映される難分解性溶存有機物が蓄積しているのではないかという推測^{2,3)}も説得力を持っている。

本研究では、湖沼流域における河川由来の有機汚濁負荷の量的な変化や質的な変化がどのような土地利用に起因するのかを解明することを目的として、日本の代表的湖沼である琵琶湖と霞ヶ浦に流入する河川水中の溶存有機物分画データと流域特性の関係を解析する。具体的には、難分解性溶存有機物と流域発生源の関係を整理することで、有機汚濁発生源の総合的な管理に資する基礎情報の提示を目指す。主たる解析方法は、一般的な回帰分析と土地利用形態別汚濁負荷発生原単位解析である。

まず、溶存有機物分画データと流域特性の単相関を考察した上で、変数増減法による重回帰分析を試みる。さらに、土地利用データと溶存有機物分画に基づいた比負荷量データを用いて、土地利用形態別流出原単位の推定を行う。最後に、琵琶湖と霞ヶ浦に流入する河川データから推定された土地利用形態別流出原単位により発生源ごとの溶存有機物中の各分画成分の存在比を考察するとともに、難分解性有機物の蓄積が懸念されている琵琶湖北湖流域の溶存有機物の流入負荷発生源寄与率を分画別に推定する。

2. 溶存有機物分画データ

本研究で使用する溶存有機物分画データは、1994年度か

^{*} 立命館大学理工学部環境システム工学科 〒525-8577 草津市野路東1-1-1

^{**} 奈良県庁土木部都市計画課 〒630-8501 奈良市登大路町30

^{***} 国立環境研究所地域環境研究グループ 〒305-0053 つくば市小野川16-2

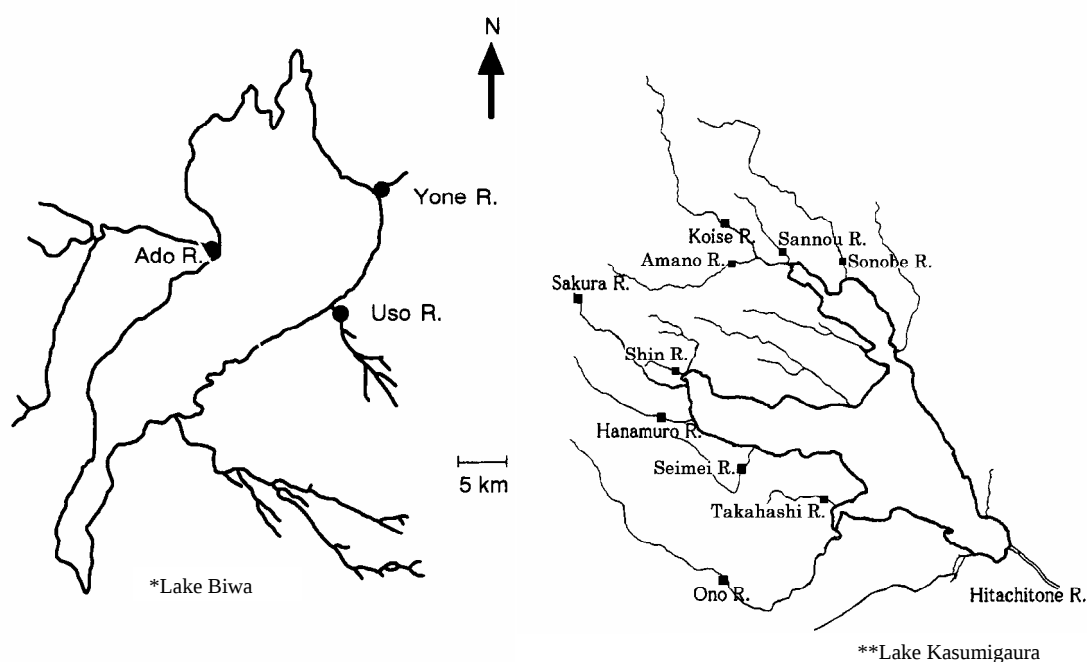


Fig.1 Location of sampling sites in Lake Biwa* and Lake Kasumigaura** basin

ら1996年度にかけて琵琶湖^{5,6)}と霞ヶ浦^{7,8)}において測定されたものである。Fig. 1に測定地点を示す。琵琶湖流入河川では、宇曽川、米川、安曇川の3河川において1995年度と1996年度に各年度4回測定された溶存有機物分画データ(易分解性 - 難分解性の分画⁶⁾)については1995年度のみを用いた。同時期に日野川でも分画データを測定してあるが、流量データが無く比負荷量が算定できなかったため、本研究の対象にはしていない。霞ヶ浦流入河川については、園部川、山王川、天野川、恋瀬川、桜川、新川、花室川、清明川、小野川、高橋川の10河川で1994年度に年4回の頻度で測定された溶存有機物分画データを用いた。

有機物分画分析手法の詳細については既報^{2,5,7)}を参照されたいが、XAD樹脂・イオン交換樹脂によるフミン質の分離に基づいて、溶存有機物をフミン物質(AHS)、疎水性中性物質(HoN)、親水性酸(HiA)、塩基物質(BaS)、親水性中性物質(HiN)の5つに分画したものである。ま

た、難分解性分画は、100日間生分解性試験^{6,8)}による難分解 - 易分解性の分離に基づいている。本報告における有機物分画データの略称はTable 1に示す通りであるが、各々の分画データはDOCの内訳となり、難分解性分画(略称先頭にRを付加)はDOCを始め各分画成分合計に含まれる。

3. 流域諸特性と溶存有機物分画データの関係について

3.1 使用するデータの概要

ここでは、河川流域における土地利用面積比率(市街地、田、畑、山林)および排水処理形態別人口密度(公共下水道、農村下水道、合併浄化槽、単独浄化槽、尿尿処理)と河川水中の溶存有機物分画データの比負荷量年度平均値(各年度とも、4回の測定日に直近の流量データ公表値を濃度データに乗じた負荷量の算術平均値)の関係を考察する。一般的に、流域発生源と河川水質あるいは負荷量の間関係を検討する際には、発生源から採水地点までの自浄作用等を考慮しなければならない。本研究では、特に難分解性の溶存有機物の主要な起源に着目しているため、流下過程における生分解や懸濁態の沈降による水質変化は副次的な要因として扱い、流域特性と分画データの直接的な関係に焦点を当てながら、気象条件による季節変化が大きい濃度データよりも年間代表的な扱いが妥当と考えられる比負荷量データを中心に流域諸特性と関連付けた。

対象河川流域は、流量データおよび流域単位の土地利用面積比率と排水処理形態別人口密度の両方が各種統計資料^{9,10)}より引用可能な琵琶湖流域3河川(宇曽川、米川、安曇川)と霞ヶ浦流域3河川(新川、花室川、清明川)である。琵琶湖流域3河川の土地利用面積比率と排水処理形態別人口密度は1995年度および1996年度の各々の年度単位に集計されているため、これら3河川の溶存有機物分画データの比負荷量については年度別の算術平均値を採用

Table 1 Acronyms of Organic Solutes for Dissolved Organic Matter

acronym	Fraction
DOC	Dissolved Organic Carbon
—AHS	Hydrophobic Acids
—HoN	Hydrophobic Neutrals
—HiA	Hydrophilic Acids
—BaS	Bases
—HiN	Hydrophilic Neutrals
R-DOC	Recalcitrant Dissolved Organic Carbon
—R-AHS	Recalcitrant Hydrophobic Acids
—R-HoN	Recalcitrant Hydrophobic Neutrals
—R-HiA	Recalcitrant Hydrophilic Acids
—R-BaS	Recalcitrant Bases
—R-HiN	Recalcitrant Hydrophilic Neutrals

した。土壌や植生など自然条件のバックグラウンドが異なる流域の河川データを同一母集団として統計解析することに関しては、既存報告の極めて少ない実河川における溶存有機物分画データのフィールド特性を考察する主旨で重要と考えた。対象河川における有機物分画濃度の平均値と標準偏差をTable 2に示す。

3.2 単相関分析による考察

溶存有機物分画データの比負荷量年間平均値と単位面

積あたりの流域特性値との間の相関係数をTable 3に示す。DOC, HoN, HiA, HiNなど項目において、合併浄化処理人口、単独浄化処理人口との相関が高い。特に、HiAと単独浄化処理人口および合併浄化処理人口の間の相関係数が0.9以上という高い値を示している。下水処理水中ではHiAの占める比率が大きく生活雑排水ではHiAに加えて合成洗剤成分由来のHoNの存在比が高いという報告⁸⁾もあり、合併浄化槽や単独浄化槽の処理水において親水性酸(HiA)や疎

Table 2 Mean values (standard deviations) of DOM-fractions in the objected rivers

mg/L	DOC	AHS	HoN	HiA	BaS	HiN	R-DOC	R-AHS	R-HoN	R-HiA	R-BaS	R-HiN
Uso R. 1995	1.60 (0.59)	0.54 (0.12)	0.25 (0.29)	0.30 (0.04)	0.21 (0.08)	0.32 (0.37)	0.83 (0.24)	0.40 (0.12)	0.07 (0.06)	0.25 (0.09)	0.04 (0.04)	0.06 (0.04)
Uso R. 1996	1.33 (0.49)	0.49 (0.14)	0.23 (0.21)	0.52 (0.17)	0.06 (0.03)	0.04 (0.03)						
Ado R. 1995	0.38 (0.05)	0.24 (0.06)	0.00 (0.00)	0.06 (0.04)	0.04 (0.03)	0.04 (0.03)	0.30 (0.06)	0.20 (0.02)	0.01 (0.02)	0.07 (0.02)	0.00 (0.01)	0.01 (0.01)
Ado R. 1996	0.37 (0.02)	0.17 (0.04)	0.07 (0.07)	0.05 (0.03)	0.01 (0.02)	0.06 (0.04)						
Yone R. 1995	1.63 (0.52)	0.52 (0.06)	0.23 (0.20)	0.38 (0.10)	0.23 (0.17)	0.26 (0.28)	0.83 (0.10)	0.36 (0.14)	0.09 (0.12)	0.26 (0.05)	0.04 (0.04)	0.09 (0.06)
Yone R. 1996	1.23 (0.36)	0.37 (0.10)	0.29 (0.25)	0.39 (0.18)	0.04 (0.04)	0.15 (0.20)						
Shin R. 1994	4.84 (1.09)	1.57 (0.24)	0.73 (0.48)	1.97 (0.41)	0.43 (0.06)	0.13 (0.09)	3.23 (0.75)	1.13 (0.15)	0.39 (0.46)	1.34 (0.34)	0.36 (0.19)	N.D.
Hanamuro R. 1994	3.07 (0.19)	1.14 (0.06)	0.13 (0.11)	1.32 (0.28)	0.35 (0.19)	0.12 (0.09)	2.32 (0.55)	0.96 (0.19)	0.13 (0.15)	0.81 (0.41)	0.27 (0.18)	0.15 (0.12)
Seimei R. 1994	3.09 (1.04)	1.24 (0.27)	0.17 (0.25)	1.28 (0.51)	0.16 (0.12)	0.24 (0.16)	2.43 (0.79)	0.96 (0.23)	0.31 (0.42)	0.91 (0.32)	0.12 (0.14)	0.13 (0.10)

Table 3 Correlation coefficients between DOM-fraction load in river and watershed characteristics

	DOC	AHS	HoN	HiA	BaS	HiN
urban sewer system	0.01	-0.14	0.10	0.22	0.02	-0.05
rural sewer system	-0.40	-0.44	-0.34	-0.41	-0.21	-0.34
domestic wastewater treatment	0.80 **	0.56	0.88 **	0.95 **	0.63	0.78 *
septic tank treatment	0.73 *	0.46	0.78 *	0.92 **	0.62	0.70 *
night soil collection	0.61	0.34	0.70 *	0.81 **	0.53	0.58
urban area	0.04	-0.17	0.12	0.31	0.08	-0.02
paddy field	0.46	0.22	0.59	0.53	0.42	0.50
field	-0.34	-0.41	-0.37	-0.14	-0.26	-0.38
forest	-0.23	0.10	-0.37	-0.51	-0.26	-0.20

*: p<0.05 **: p<0.01

Table 4 Correlation coefficients between refractory DOM-fraction load in river and watershed characteristics

	R-DOC	R-AHS	R-HoN	R-HiA	R-BaS	R-HiN
urban sewer system	-0.19	-0.32	0.02	-0.02	0.41	-0.25
rural sewer system	-0.38	-0.36	-0.31	-0.44	-0.42	-0.10
domestic wastewater treatment	0.74	0.47	0.91 *	0.88 *	0.95 **	0.84 *
septic tank treatment	0.61	0.31	0.89 *	0.79	0.90 *	0.74
night soil collection	0.44	0.15	0.74	0.63	0.90 *	0.53
urban area	-0.18	-0.39	0.14	0.04	0.51	-0.18
paddy field	0.40	0.21	0.63	0.43	0.41	0.73
field	-0.43	-0.54	-0.09	-0.28	-0.14	-0.41
forest	0.04	0.37	-0.51	-0.21	-0.60	-0.20

*: p<0.05 **: p<0.01

Table 5 Partial correlation coefficients for multiple regressions between DOM-fraction load in river and watershed characteristics

DOC (n=9)		AHS (n=9)		HoN (n=9)	
domestic wastewater treatment	1.26 **	domestic wastewater treatment	1.22 **	domestic wastewater treatment	1.21 **
forest	0.65 *	forest	0.95 *	forest	0.48 *
R ²	0.86	R ²	0.78	R ²	0.89
	p<0.05		p<0.05		p<0.01
HiA (n=9)		BaS (n=9)		HiN (n=9)	
forest	0.45 **	domestic wastewater treatment	0.63	domestic wastewater treatment	1.24 **
septic tank treatment	1.29 **			forest	0.66 *
field	-0.18 *				
R ²	0.98	R ²	0.40	R ²	0.83
	p<0.01				p<0.01
R-DOC (n=6)				R-HoN (n=6)	
domestic wastewater treatment	0.85			domestic wastewater treatment	0.91 *
forest	1.05 *				
night soil collection	0.68				
urban sewer system	-0.18				
R ²	1.00			R ²	0.83
	p<0.05				p<0.05
R-HiA (n=6)		R-BaS (n=6)		R-HiN (n=6)	
domestic wastewater treatment	1.43 **	domestic wastewater treatment	1.11 **	domestic wastewater treatment	1.08 **
forest	0.62 **	paddy field	-0.26	urban area	-1.29 *
paddy field	-0.22 **			urban sewer system	0.64 *
rural sewer system	0.07 *			forest	-0.15
R ²	1.00	R ²	0.95	R ²	1.00
	p<0.01		p<0.05		p<0.05

水性中性物質（HoN）の存在割合が大きいことが改めて確認できた。

難分解性の画分についても同様に、比負荷量年間平均値と流域特性値との間の相関係数をTable 4に示す。R-DOCを含む全ての難分解性画分において合併浄化処理人口との相関係数0.7以上となっていることから、合併浄化処理水が河川の難分解性有機物負荷量に影響を与えている可能性を指摘することができる。また、R-HoNは総人口密度の間の相関も極めて強かった（ $r=0.99$ ）ことから、各種化学物質由来と考えられる疎水性中性物質の中でも難分解性画分は人間活動全般に伴う負荷の影響を受けていると考えられる。

一方で、人間活動関連の流域特性との相関がさほど強くないAHSについては、人為的負荷よりも山林から流出する自然系負荷の影響が大きいと考えられる。この傾向は、森林渓流水や森林系河川の安曇川の河川水においてAHSの全溶存有機物中の存在比が非常に高いという既報の知見^{5,8)}と整合している。

3.3 重回帰分析による考察

溶存有機物分画データの比負荷量年間平均値を目的変数とする重回帰分析（ステップワイズ変数増減法）を試みた結果をTable 5に示す。R-AHSについては、偏回帰係数が極端に小さい値となったため、解析対象から除いた。合併浄化処理人口密度がHiA、R-AHS以外の全て項目において説明変数として選択されており、標準偏回帰係数の値も相対的に大きい値となっていることが目立つ。これらの結果は、合併浄化槽で処理されない難分解性有機物が河川水中の溶存有機物負荷量に影響を与えていることによるものと

考えられる。また、山林面積が、DOC、AHS、HoN、R-DOC、HiAにおいて説明変数として選択されている。森林渓流水の溶存有機物はAHSの存在比が高い⁸⁾ことから、AHSについては山林からの負荷の影響が明らかに大きいと言えよう。河川水中の溶存有機物は一般にAHSの存在比が高いことを考慮に入れると、DOCについてもAHSの影響により山林面積が比負荷量の説明変数として十分に機能している。

4. 溶存有機物分画データの流域内土地利用形態別流出負荷量原単位の解析

4.1 使用するデータの概要

ここでは、一般的な原単位モデルにより河川の比負荷量から溶存有機物分画成分の土地利用形態別流出負荷原単位を推定し、各分画成分の土地利用起源について考察する。対象河川は、流域単位の土地利用面積比率（市街地、田、畑、山林）および河川流量データが各種統計資料⁹⁻¹¹⁾より引用可能な琵琶湖流域3河川（宇曽川、米川、安曇川）と霞ヶ浦流域10河川（園部川、山王川、天野川、恋瀬川、桜川、新川、花室川、清明川、小野川、高橋川）である。ただし、恋瀬川流域の土地利用面積比率は天野川と恋瀬川を併せて一つの流域として集計¹¹⁾してあったため、溶存有機物分画データについても天野川と恋瀬川の負荷量を足し合わせたものを恋瀬川の負荷量データとして解析に使用した。したがって、実質的な解析対象は合計12河川である。

4.2 溶存有機物分画データの土地利用形態別流出原単位の算出方法

各集水域から河川に流入する負荷量は、集水域の気象、

地質, 地形, 土地利用被覆状態や人間の社会経済活動など多くの環境条件により変動する¹²⁾。しかしながら, 個々の発生活汚濁負荷原単位や流達率などが時間的にも地域的にも異なることから, 様々な流域を対象とした平均値として取り扱う場合には原単位や流達率の値そのものが問題視されることが多い¹³⁾。このような問題に対して, 河川の土地利用形態比率を基に流達率や流出率を併せた形で各土地利用形態別の流出負荷量原単位の算定を試みる際には, 「生活排水は市街地負荷の一部として市街地面積に比例し, 市街地面積比率の中に表現できる」, 「畜産排水はその大半が農地還元処分である場合, 農耕地(田・畑)の面積比率で表現できる」といった仮定¹⁴⁾を設定することが提案されている。

これらに加えて, 土地利用形態別原単位を算出する際に全ての土地利用形態別流出負荷原単位が正の値となるような制約条件の基に以下の(1)式で表す評価関数 E が最小になるような土地利用形態別流出負荷原単位 U を算出する方法¹²⁾が提案されている。

$$E = \sum_{i=1}^m \left(\frac{Li}{Ai} - \sum_{j=1}^n (U_j \cdot rij) \right)^2 \quad (1)$$

Li : 各河川年間負荷量 (kg/year)

Ai : 各河川流域面積 (km²)

U_j : 土地利用形態別流出負荷原単位 (kg/km²/year)

rij : 土地利用形態比率

ここで, $i=1 \sim m$ は河川流域のサンプル数, $j=1 \sim n$ は土地利用種別(例えば, 市街地, 田, 畑, 山林など)に対応している。本研究では, 溶存有機物分画データを対象とした土地利用形態別流出負荷原単位の検討に際して, 全ての原単位値が正の値となるような制約条件を重要視する主旨で, この(1)式による算定方法を基本として評価関数 E が最小になるような係数 U を各溶存有機物分画成分の原単位推定値として評価してみる。

4.3 溶存有機物分画データの土地利用形態別流出原単位の推定結果

まず, 実測された溶存有機物分画濃度と流量を用いて各河川の平均比負荷量を求めた。ただし, 琵琶湖流入河川における難分解性の画分は1995年度のみでの測定であるため, 琵琶湖流入河川では1995年度の年間比負荷量平均値を解析対象とした。算出した比負荷量が年間を通して一定であると仮定して求めた各河川の年間総流出比負荷量から, 先の(1)式により土地利用形態別流出負荷原単位を算出した。なお, 最初の計算ではR-BaS以外の全ての項目で畑の流出原単位がほぼゼロと算出されたため, 畑面積比率を除外した上で再度計算を行った。

土地利用形態別流出負荷原単位の予測結果をFig. 2に, 負荷量の予測値と実測値の間の相関係数をTable 6に示す。AHS, HoN, HiAについては比較的高い予測精度が得られたが, 一般水質項目を対象とした既往の報告¹²⁻¹⁴⁾と比較して全体的な精度は高いとは言えない。また, 3.2でも述べたように, BaSの存在比率が平均で10%以下と低いことに加えて, HiNについても平均的な存在比率の低さから定量的な考察が困難となっている。市街地の原単位がどの画分につ

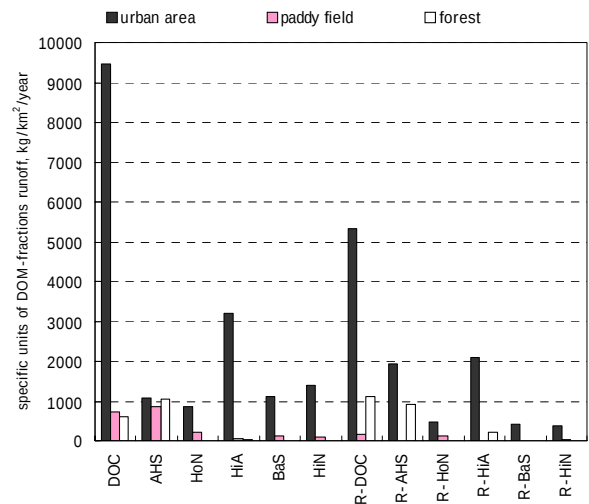


Fig. 2 Specific units of DOM-fractions runoff for three types of land use

Table 6 Correlation coefficients between observed load and estimated load of the specific unit modeling based on the load of DOM-fraction and the ratio of land use contribution in watershed

DOC	AHS	HoN	HiA	BaS	HiN
0.59 *	0.81 **	0.73 **	0.73 **	0.62 *	0.56
R-DOC	R-AHS	R-HoN	R-HiA	R-BaS	R-HiN
0.61 *	0.59 *	0.51	0.66 *	0.50	0.63 *

** : $p < 0.01$ * : $p < 0.05$

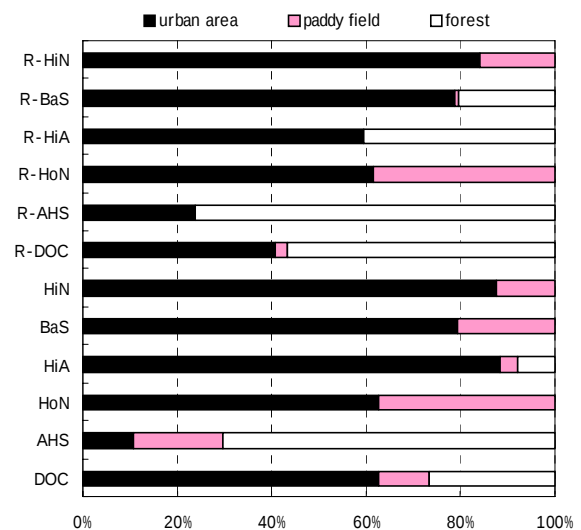


Fig. 3 Contributions of DOM-fractions runoff for three types of land use in the north basin of Lake Biwa

いても相対的に大きい値となっているが, 特にDOC, HiA, R-DOC, R-HiAについて市街地の原単位が大きく, これらの画分は市街地という土地利用全般からの影響が大きいことを示している。また, AHSとR-AHSにおける山林の原単位が他の画分における山林の原単位より大きい結果につい

ては既報⁸⁾と整合している。

しかし、DOCとAHSの田、山林の原単位については、全ての画分を合わせた溶存有機物であるはずのDOC原単位予測値がAHS原単位予測値より低い値をとっている。これは、原単位予測の基本とした(1)式が「DOCの原単位は各画分の原単位の合計となる」という制約条件を含んでいないためである。この制約条件を加えた上で原単位の再推計を試みたが、いずれの有機物画分においても負荷量の予測値と実測値の間の相関が低下したため、有機物組成としての全体性には若干の問題が残るが、溶存有機物の各画分原単位予測結果の特徴を考察する主旨で当初の予測結果 (Fig. 2) を基本に検討を行った。

これらの原単位予測値と琵琶湖北湖流域の土地利用形態別面積⁹⁾を用いて、琵琶湖北湖流域における溶存有機物各画分の発生源内訳 (市街地、田、山林) を予測した結果をFig. 3に示す。畑からの流出については、先に述べた通り(1)式における残差最小計算によりほとんどの画分で流出ゼロと算定されたため寄与率を無視してある。各画分の負荷流出内訳を見ると、AHS、R-DOC、R-AHS以外ほどの画分も市街地から排出される負荷が最も大きく、AHS、R-DOC、R-AHSは山林からの負荷の割合が大きくなっている。AHSのほとんどが難分解性であり河川水ではAHSの存在比が大きいことを考えると、琵琶湖北湖流域における難分解性溶存有機物は山林から流出するAHSの負荷が大部分を占めていると言える。

5. ま と め

本研究では、今後いっそう重要視される有機物指標としての溶存有機物分画データと流域特性の関係を統計解析することにより、河川水中の難分解性画分を含む溶存有機物成分ごとの発生源について検討した。本研究で得られた主な知見は、以下の通りである。

1) 疎水性中性物質および親水性酸は、比負荷量として合併浄化槽の処理水の影響を強く受けている可能性が高い。

2) 人間活動関連の流域特性との相関がさほど強くないフミン物質については、人為的負荷よりも山林から流出する自然系負荷の影響が大きい。

3) 合併浄化槽で処理されない難分解性有機物が河川水中の溶存有機物負荷量に与える影響は無視できない。

4) 各河川流域における溶存有機物分画データと土地利用面積率を用いて、溶存有機物の各分画成分の土地利用形態別流出負荷原単位を推定し、発生源の傾向を詳細に考察することができた。

5) 琵琶湖北湖流域の溶存有機物の総流入負荷を推定した結果、フミン物質および溶存有機物の難分解性画分では山林からの寄与が最も大きく、それ以外の画分は市街地からの寄与が最も大きいことがわかった。

上記知見1)~3)については、既報^{2,5,7)}による各種発生源別の有機物分画データプロファイルに関する考察と整合するものであったが、実河川における比負荷量実測値と流域特性データによる相関分析や寄与率推定により現場のマクロな状況を裏付ける意義はあるものと考えられる。

今後の水質保全対策という観点では、河川水中の難分解

性溶存有機物負荷量は、下水処理水や合併浄化槽処理水などの市街地由来の晴天時負荷の影響を大きく受けると考えられるため、下水処理場や合併浄化槽における難分解性溶存有機物を考慮した処理機能の高度化が必要であると考えられる。特に、市街地からの難分解性溶存有機物負荷の大部分を占める親水性酸の削減が可能となるような高度処理技術の開発が望まれよう。

一方で、多くの河川や湖沼において年間負荷量に占める降雨時流出負荷の割合が大きいことを鑑みると、降雨時に流出する溶存有機物負荷についても分画データ情報が必要になるものと考えられる。土地利用形態別流出負荷原単位の算出に関しても、本研究で試みた土地利用面積比率による回帰分析型の原単位モデルを高い精度で検証するためには、各発生源から流出する溶存有機物について各分画成分の実測データの蓄積が求められる。溶存有機物成分の分画分析方法の簡易化に加えて、一般水質項目データによる難分解性有機物割合の推定方法なども実用的な流域環境管理において近々の課題となろう。

(原稿受付 2004年3月19日)

(原稿受理 2004年9月10日)

参 考 文 献

- 1) 高橋幹夫 (1998) 溶存有機物の動態, 琵琶湖研究所報, 第16号, 49-50.
- 2) 今井章雄 (2000) 湖沼における新たな問題, 土木学会誌, 85, 53-55.
- 3) 早川和秀 (1999) 北湖のCOD増加と溶存有機物, 琵琶湖研究所報, 第17号, 36-39.
- 4) 滋賀県 (2000) 難分解性有機物浄化対策調査, 平成12年度環境省委託業務報告書.
- 5) 今井章雄, 福島武彦, 松重一夫, 井上隆信, 石橋敏昌 (1998) 琵琶湖湖水および流入河川水の溶存有機物の分画, 陸水学雑誌, 59, 53-68.
- 6) 今井章雄, 福島武彦, 松重一夫, 金剛桓 (1999) 琵琶湖湖水および流入河川水中の難分解性溶存有機物の分画, 第33回日本水環境学会年会.
- 7) Imai A., Fukushima T., Matsushige K. and Kim Y.H. (2001) Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources, Water Res., 35(17), 4019-4028.
- 8) 今井章雄, 松重一夫 (2001) 湖沼において増大する難分解性有機物の発生源と影響評価に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, SR-36-2001, 環境省国立環境研究所.
- 9) Ichiki, A., Yamada, T., Sasaki, A., Aamano, K. and Yamada, K. (2001) Availability of a GIS Application for Pollutant Runoff from Lake Biwa Watershed, Japan, 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes, Session 5, 345-348.
- 10) 松重一夫, 相崎守弘, 三浦信吾 (2000) 地理情報システムを活用した霞ヶ浦流域の流域管理に関する研究, 国立環境研究所研究報告, R-150-2000, 78.
- 11) 茨城大学農学部水環境再生工学研究室 (2002) 霞ヶ浦DataBase 小流域別 人口, 土地利用, 家畜頭数, 窒素負荷 for each watershed (<http://irdr02.agr.ibaraki.ac.jp/mizu/data/index.html>).
- 12) 沖一雄, 安岡善文 (1997) リモートセンシングによる湖沼流達域の年間全窒素負荷量の推定-霞ヶ浦におけるケーススタディ-, 日本リモートセンシング学会誌, 17, 22-35.
- 13) 東善広 (1998) リモートセンシング情報を利用した琵琶湖集水域土地利用被覆分布と河川水質の関係, 琵琶湖研究所報, 16, 58-63.
- 14) 海老瀬潜一 (1984) 流域内土地利用形態別流出負荷原単位の解析, 国立公害研究所研究報告, R-50-'84, 89-102.