

高速道路排水のリスクアセスメント

Risk Assessment of Expected Run-off from a Highway

前田恭伸*

Yasunobu MAEDA

要旨：現在建設中の第二東名高速道路は、既存の東名高速道路より山側に配置されて計画されているため、その道路排水が下流河川の水質に与える影響が懸念される。そこで本研究では、この高速道路排水が上水道水源に流れ込むある地域を対象に、想定される道路排水の健康影響についてリスクアセスメントを行った。取り上げた物質は重金属、PAH、およびTHMである。その結果、ブromodichloromethaneについて 10^{-5} を超える発がん確率が推定された。また、一部の重金属やその他のTHMについても比較的高いリスクが示されたため、今後の流域全体での水質の監視と管理が必要であることが示唆された。

キーワード：第二東名，道路排水，リスクアセスメント，PAH，トリハロメタン，重金属

Abstract: Because the Second Tomei Expressway is arranged along mountainsides, the influence that the road run-off gives to the water quality of the downstream river has been worried. For a region where this highway run-off flowed into a river that is a source for drinking water, risk of health impact of the road run-off was assessed. Health risk of heavy metals, PAHs, and THMs were considered. As a result, it was found that probability of cancer caused by bromodichloromethane could be higher than 10^{-5} . In addition, it was suggested that monitoring and management of the water quality in the basin will be required because comparatively high risks were shown about some heavy metals and THMs.

Key Words: Second Tomei Expressway, road run-off, risk assessment, polycyclic aromatic hydrocarbons, trihalomethanes, heavy metals

はじめに

道路上に堆積した塵埃は、雨天時の流出によって下流の水系に流れ込むが、その影響が研究者らによって懸念されている。例えば、Hoffman et al. (1985)は道路排水が下流の水域の水質に大きな影響を与えることを指摘している。また、小野ら(1999)は雨天時路面排水中塵埃の遺伝毒性・生態毒性評価を行い、排水中の固形物抽出物中にニトロアーレン由来の遺伝毒性を確認している。

一方、わが国における高速道路建設は、1963年の阪神高速道路の建設から40年が経過し、今後はより人口密度の低い地域、建設の困難な地域に向かう傾向にある。しかし、人里離れた山の中での高速道路建設は、道路排水が水系の上流域に排出されることを意味しており、その水質への影響が懸念される。

なかでも現在建設中の第二東名高速道路は、既存の東名高速道路の約15km北側にほぼ併行して建設される予

定であるため、ほとんどの区間において山の中を走ることになる。そして一部の道路排水は、下流域の上水道水源に流れ込むことになり、その影響が懸念される。

静岡県の浜松市と浜北市の境に建設されている第二東名高速道路浜松・浜北サービスエリア(SA)もそのような懸念の対象となっている。このSAとそれに接する区間の高速道路本線の道路排水は、その直下の河川支流に放流されるが、放流点の約1km下流には上水道の取水場がある。それゆえ一部の市民グループは、この道路排水によって水道水にもたらされる健康リスクに対して懸念を表明している¹⁾。

そこで本研究では、第二東名浜松・浜北SAの道路排水に由来する上水道のリスクのアセスメントを行い、その結果について考察する。

* 静岡大学工学部システム工学科

1. 第二東名高速道路浜松・浜北 SA

第二東名高速道路は、既存の東名高速道路の混雑解消と、災害など非常時に代替路として機能するネットワークの根幹として計画された。本線約 330km で東京と名古屋を結ぶ計画で、現在建設が進められている。浜松・浜北 SA はこのほぼ中間点に位置し、浜松市と浜北市の境界にまたがって位置する。約 45ha の面積を持つ大規模な SA として計画されている。この SA の路面部分の排水と SA に接する本線約 2.2Km 分の路面排水は、調整池に集められたのち、高速道路の直下を流れる灰の木川に放流される²⁾。灰の木川は約 1km 下流で本流の都田川に合流するが、この合流点にあるのが遠州広域水道用水供給事業の須部取水場である。須部取水場で取水された原水は、10km 離れた都田浄水場に運ばれ、そこから 6 市町の約 22 万人に飲料水として供給される。

2. ハザード同定

まず、道路排水に含まれ、上水道によって人々に運ばれる可能性のある、健康ハザードとなる物質を特定する。新矢らは大阪のある高速道路の排水を調査し、そこに含まれる物質として重金属 9 種、多環芳香族炭化水素 (PAH) 15 種および TOC の流出量を測定した (Shinya et al., 2000、新矢ら, 2001)。米国 EPA の IRIS データベース³⁾によれば、これら物質のうち重金属の亜鉛(Zn)、カドミウム(Cd)、マンガン(Mn)、ニッケル(Ni)と PAH のうちアントラセン(ANT)、フルオロランテン(FLT)、ピレン(PYR)について非発がんリスクに対する参照用量 RfD が設定されており、ベンゾ(a)ピレン(BaP)について発がんリスクの Slope Factor が設定されている。そこでこれら 8 物質を本研究の検討対象に含める。

また、道路排水には有機物が含まれるため、これが浄水場において塩素と反応してクロロホルムなどのトリハロメタン (THM) を生成する可能性がある。IRIS によればクロロホルム、ブromोजクロロメタン、ジブromोजクロロメタン、ブromोजホルムの THM 4 物質はすべて発がんリスクと非発がんリスクを有するものと分類されているので、これら 4 物質も検討に加える。

したがって本研究では、以上の重金属 4 種、PAH 4 種、THM 4 種を、検討対象のハザード物質として扱うことにした。

3. 曝露評価

ここでは以下のような手順でヒトへの曝露量を推定した。まず、他の高速道路における排水データをもとに第二東名からの道路排水の水質と排水量を推定する。次に道路排水が水道水源の水質に与える影響を見積もる。第

三にこの原水が浄水プロセスを経たあとの水道の蛇口での水質を推定する。そしてこの水道水を摂取するヒトの曝露量を評価する。

3. 1 浜松・浜北 SA からの道路排水

ここではまず、道路上の堆積した物質が降雨によって河川に流出する負荷量を推定する。Shinya et al. (2000) は、大阪のある高速道路において 1997 年 7 月から 2000 年 9 月にかけて 16 回の降雨時の道路排水中負荷量を実測した。この結果から単位路面面積あたりの流出負荷量は排水の累加流出量と相関が見られたので、単位面積あたりの流出負荷量は降雨時の降水量に依存するというモデル式を設定した。また、排水路の総流出負荷量は、高速道路上の交通量と排水路の担当する集水面積に比例すると仮定した (流出負荷量に影響を与えるパラメータには、この他に走行車種構成や走行速度などが考えられるが、ここでは一次近似として上記の項目のみを取り上げている)。以上のような考えに基づいて、降雨時の流出負荷量について、下のようなモデル式を作成した。

$$Y_A = atf_A(x) \quad (1)$$

ここに、 x : 降雨量(mm), $f_A(x)$: 大阪の高速道路における降雨時の物質 A の単位面積あたり流出負荷量 (mg/m^2), t : 第二東名と大阪の高速道路との推定交通量比, a : 第二東名浜松・浜北 SA の排水集水面積(m^2), Y_A : 降雨時の物質 A の流出負荷量(mg)。

浜松・浜北 SA の集水面積 a は $386,200\text{m}^2$ である。また大阪の高速道路の交通量が 75,000 台/日であるのに対し、第二東名の想定交通量は 58,000 台/日であることから、 $t = 58,000/75,000 = 0.77$ である。

関数 $f_A(x)$ は Shinya et al. のデータから回帰分析により求めた。PAH は Shinya et al. の測定した 15 物質をひとまとめにし、重金属 4 種、PAH、それに TOC について関数 $f_A(x)$ を求めた。回帰式は線形、対数型、指数型の 3 種を用意し、最も決定係数の高い回帰式を採用することとした。得られた関数を表 1 に示す。物質によって関数型が異なったのは物質が路上に存在している状態の違いを反映したものと考えられる。ただし、元になるデータの数が少ないので、これら関数の妥当性については更なる検討が必要であろう。

この様にして(1)式の降雨毎の負荷流出量推定式が得られたので、これを浜松市の降雨記録にあてはめ、2000

年の年間流出負荷量を求めた。この年の年間降水量 1,720mm と集水面積 386,200m² から年間排水量は 664,000m³ となるので年間流出負荷量をこの排水量で割り、水質の年平均値を求めた。この結果を表 2 に示す。ただし、推定の元となった Shinya et al. に記録されている降雨がすべて 21.3mm 以下の降水量だったのに対し、2000 年の浜松の降雨は、多いときで 222.5mm の降水量を記録している。したがって、洪水時の流出負荷量については極端な外挿になっている可能性がある。

3. 2 水道水源の水質

排水は調整池を経て支流の灰の木川に流入し、約 1km 下流で本流の都田川へ合流する。この合流直下の須部取水場で上水道の原水が取水される。本研究では灰の木川に流入した排水がそのまま都田川まで運ばれると仮定し、下記の完全混合モデルによって須部取水場における水質を求める。

表 1 各物質の流出関数

物質	関数 $f_A(x)$ (mg)	r^2	n
Zn	$2.11 \ln(x) + 1.05$	0.448	16
Mn	$0.0640 x - 0.0110$	0.863	4
Ni	$0.00520 x - 0.00310$	0.845	4
Cd	$0.00230 x - 0.00400$	0.759	4
PAH	$0.661 x + 1.52$	0.795	11
TOC	$99.8 x^{0.543}$	0.555	16

* n は回帰分析に使用したデータの数

表 2 道路排水の年流出負荷量と平均水質

物質	年流出負荷量(mg/年)	平均水質(mg/L)
Zn	1.03×10^8	0.156
Mn	3.27×10^7	0.0493
Ni	2.63×10^6	0.00395
Cd	1.12×10^6	0.00169
PAH	3.62×10^5	0.000545
TOC	8.58×10^9	12.9

表 3 水道水源での推定濃度

物質	C_{1A} (mg/L)	C_{2A} (mg/L)	C_A (mg/L)
Zn	0.006	0.156	0.00661
Mn	0.0156	0.0493	0.0157
Ni	0	0.00395	1.62×10^{-5}
Cd	0	0.00169	6.92×10^{-6}
PAH	0	0.000545	2.23×10^{-6}
TOC	4.930	12.9	4.96

$$C_A = \frac{C_{1A}q_{1A} + C_{2A}q_{2A}}{q_{1A} + q_{2A}} \quad (2)$$

ここに、 C_A : 須部取水場における物質 A の濃度、 C_{1A} : 排水合流前の物質 A の河川中濃度、 C_{2A} : 排水中の物質 A の濃度、 q_{1A} : 排水合流前の河川流量、 q_{2A} : 排水流量。

C_{1A} , q_{1A} の値を須部における実測値から求め、これに 3. 1 節の結果を合わせて(2)式に適用することで取水点での各物質の濃度を推定した。その結果を表 3 に示す。

3. 3 水道水中の濃度

須部で取水された原水は、都田浄水場に運ばれ処理される。この節では浄化プロセスによる重金属と PAH の減少および TOC と塩素との反応による THM の生成について推定する。

まず、浄化の効果を評価するために浄化プロセスをモデル化する。都田浄水場では一般的な急速ろ過法を採用していることから、ここでは有害物質の浄化率は単純に物質の粒径に依存すると仮定した。

新矢ら(2001)は、高速道路排水中の有害物質の粒径別混在割合を推定しており、以下の様な点を指摘している。

- Fe, Al, Pb, Cd, Cr, PAH はほぼ同様の粒径別混在割合を示し、 $0.5 - 7.5 \mu m$ のものの割合が多い。
- Zn, Mn, Ni, Cu もほぼ同様の粒径別混在割合を示し、 $0.5 \mu m$ 以下のものの割合が高い。

一方、遠州広域水道の水道水質検査結果(静岡県, 2000a) から Fe と Zn の浄水中濃度/原水中濃度を求めることができるので、これを Fe, Zn に対する浄化率として求めた。

$$\text{Fe の浄化率: } \alpha_{Fe} = 0.0404$$

$$\text{Zn の浄化率: } \alpha_{Zn} = 0.547$$

以上のことから Cd, PAH は Fe と同様に浄化率 α_{Fe} で処理され、Zn, Mn, Ni は浄化率 α_{Zn} で処理されると設定した。この浄化率を用いて Zn, Mn, Ni, Cd, PAH の水道水中の濃度は次のように推定される。

$$\text{Zn: } 0.00673 \text{ mg/L}$$

$$\text{Mn: } 0.00857 \text{ mg/L}$$

$$\text{Ni: } 5.76 \times 10^{-6} \text{ mg/L}$$

$$\text{Cd: } 9.95 \times 10^{-8} \text{ mg/L}$$

$$\text{PAH: } 9.00 \times 10^{-8} \text{ mg/L}$$

ここまで PAH は 15 物質をひとまとめにして扱ってきたが、その中身を検討する。水道水に残存している PAH 中の各物質の混在割合が、もとの道路排水中の混在割合に等しいと仮定する。Shinya et al. (2000) から道路排水中の混在割合を求め、それに上記の PAH 濃度を乗じることで、ANT, FLT, PYR, BaP の濃度を表 4 のように

推定した。

次に浄水プロセスで生成される THM の濃度を推定する。Urano et al. (1983)は、フミン酸からの THM 生成モデルを次のように提案している。

$$C_{THM} = k(pH - 2.8)C_{TOC}C_{Cl}^m t^n \quad (3)$$

ただし C_{THM} : 総 THM 濃度(mg/L),

$k = 3.5 \times 10^3 \times \exp(-4.47 \times 10^3 \times T^{-1})$, T : 温度(K),

pH : 原水の pH, C_{TOC} : 原水の TOC 濃度(mg/L), C_{Cl} :

初期塩素注入濃度(mg/L), t : 反応時間(時), m, n : パラメータ, $m=0.25, n=0.36$ 。しかし、この式をそのまま都田浄水場での THM 生成の推定に使うことはできない。そこで上式と都田浄水場での THM 生成の間の系統的誤差を埋めるために、上式を次のように書き改める。

$$C_{THM} = b_0 + b_1 k(pH - 2.8)C_{TOC}C_{Cl}^{0.25} t^{0.36} \quad (4)$$

ここに b_0, b_1 : 補正係数。この b_0, b_1 の値を 1999 年の水道水質検査の実績から回帰分析によって求めた。その結果は以下の通りである。

$$b_0 = 0.00459, b_1 = 0.278 (r^2 = 0.811)$$

この(4)式を用いて水道水中の THM 濃度を推定する。都田浄水場の運用実績(静岡県, 2000b)から平均的なパラメータの値を設定すると、 $T=288.7$, $pH=7.54$, $C_{Cl}=0.85$, $t=59.5$ となるのでこれら値および表 3 より、 $C_{THM}=0.0227$ mg/L が得られる。

ここで PAH と同様に THM 4 物質の混在割合を静岡県(2000a)より算出した。この混在割合が一定であると仮

表 4 PAH 中の混在割合と物質濃度

PAH	混在割合	物質濃度(μ g/L)
ANT	0.016	1.44×10^{-6}
FLT	0.140	1.26×10^{-5}
PYR	0.135	1.22×10^{-5}
BaP	0.0430	3.87×10^{-6}

表 5 THM 中の混在割合と物質濃度

THM	混在割合	物質濃度(mg/L)
クロロホルム	0.706	0.0159
ブロモジクロロメタン	0.235	0.00529
ジブロモクロロメタン	0.029	0.000660
ブロモホルム	0.029	0.000660

定し、THM 各物質の濃度を求めた。その結果を表 5 に示す。

3. 4 平均 1 日摂取量の推定

ここでは表 7 のような物質を含む水道水を日常的に摂取する人の体重あたり平均 1 日摂取量(ADD)を求める。本研究では対象を体重 50kg の成人とし、この人が 1 日平均 2L の水道水を摂取すると仮定する。濃度 C(mg/L) の物質 A を含む水道水を摂取した場合、ADD は次のように計算される。

$$ADD = 2C / 50 \quad (4)$$

各物質の ADD は表 6 の通りである。

4. 量反応関係

この章では、既往研究をもとに検討対象の物質について量反応関係を得る。ここでは IRIS データベースの記載にしたがって、各物質の量反応関係を特定する。

IRIS によれば、対象物質のうち Zn, Cd, Mn, Ni, ANT, FLT, PYR およびクロロホルム, ブロモジクロロメタン, ジブロモクロロメタン, ブロモホルムの 11 物質について非発がんリスクに対する参照用量 RfD が設定されており、BaP, クロロホルム, ブロモジクロロメタン, ジブロモクロロメタン, ブロモホルムの 5 物質について発がんリスクの Slope Factor が設定されている。

RfD とは、ADD がこの値以下であれば生涯にわたって毒性があらわれないと予測される値である。また、Slope Factor の意味は下式で示すことが出来る。

生涯発がん確率の上限予測値

$$= \text{Slope Factor} \times \text{ADD} \quad (5)$$

表 7 に各物質の RfD および Slope Factor を示す。

表 6 各物質の平均 1 日摂取量 (mg/kg/日)

	物質	ADD
重金属	Zn	1.45×10^{-4}
	Mn	3.44×10^{-4}
	Ni	3.54×10^{-7}
	Cd	1.12×10^{-8}
PAH	ANT	5.76×10^{-11}
	FLT	5.04×10^{-10}
	PYR	4.86×10^{-10}
	BaP	1.55×10^{-9}
THM	クロロホルム	6.36×10^{-3}
	ブロモジクロロメタン	2.12×10^{-4}
	ジブロモクロロメタン	2.64×10^{-4}
	ブロモホルム	2.64×10^{-4}

5. リスクの判定

第3章で推定した ADD および前章で特定した RfD, Slope Factor をもとに、各物質の健康影響を評価する。

非発がん物質の健康影響は ADD と RfD の比で評価することができる。表8に非発がんリスクを持つ各物質の ADD/RfD 比を示す。いずれの物質も1を超える値にはならなかった。ただ、Mn とクロロホルムについては ADD/RfD の値がほぼ 0.1 に近い値を示しており、注意が必要である。

次に発がんリスクについて検討する。表9に、ADD と Slope Factor から求めた各物質の発がん確率の予測値を示す。水道水質基準において THM の水質基準の根拠となっている 10^5 の発がん確率と比べると、プロモジクロロメタンがこの値を上回ってしまっている。また、クロロホルム、ジプロモクロロメタンについては 10^6 を超える水準であることが示された。これら物質についても注意が必要であろう。

6. 考察

以上のように、本研究の評価の結果として、水道水中のプロモジクロロメタンの発がんリスクが 10^5 を超えることが示唆された。ただし、この水道水中濃度 $5.29 \mu\text{g/L}$ は、水道水質基準の $30 \mu\text{g/L}$ は下回っているので、水質

表7 各物質の毒性データ

物質	RfD (mg/kg/日)	Slope Factor (kg 日/mg)
重金属		
Zn	0.3	-
Mn	0.005	-
Ni	0.02	-
Cd	0.0005	-
PAH		
ANT	0.3	-
FLT	0.04	-
PYR	0.03	-
BaP	-	7.3
THM		
クロロホルム	0.01	0.0061
プロモジクロロメタン	0.02	0.062
ジプロモクロロメタン	0.02	0.084
プロモホルム	0.02	0.0079

基準の考え方に従えば 10^5 の発がんリスクを下回っていることになる。また、重金属のマンガン(Mn)と他の THM 類についても比較的高い健康リスクを示しており、今後の水質監視と管理が必要であろうと考えられる。

ただし、この結果は多くの仮定に基づいて導出されたものである。そこで、パラメータが評価結果に与える影響について感度分析を行った。モデルの中で使用された個々のパラメータについて、値を±10%変動させ、非発がんリスク・発がんリスクの評価値への影響を確かめた。個々の物質についてだいたい同じような傾向が見られたが、例としてプロモジクロロメタンについて影響の大きかったパラメータ上位3つを表10に示す。ここに変動率とは、リスク評価値の変動幅の、初期値に対する比である。変動率が0.1(10%)より大きければ、評価値がそのパラメータに鋭敏に反応するということである。これで見ると、プロモジクロロメタンについては、pH, n, 体重が大きな影響を与えると評価された。これ以外のパラメータによる変動率は0.1を超えない。

表8 各物質の非発がんリスク

物質	ADD/RfD
重金属	
Zn	4.8×10^{-4}
Mn	6.9×10^{-2}
Ni	1.8×10^{-5}
Cd	2.2×10^{-5}
PAH	
ANT	1.9×10^{-10}
FLT	1.3×10^{-8}
PYR	1.6×10^{-8}
THM	
クロロホルム	6.4×10^{-2}
プロモジクロロメタン	1.1×10^{-2}
ジプロモクロロメタン	1.3×10^{-3}
プロモホルム	1.3×10^{-3}

表9 各物質の発がんリスク

物質	ADD×Slope Factor
PAH	
BaP	1.1×10^{-9}
THM	
クロロホルム	3.9×10^{-6}
プロモジクロロメタン	1.3×10^{-5}
ジプロモクロロメタン	2.2×10^{-6}
プロモホルム	2.1×10^{-7}

表 10 プロモジクロロメタンの感度分析結果

変動させたパラメータ	ADD×Slope Factor			変動率	
	初期値	+変動時	-変動時	+変動時	-変動時
pH	1.3×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.1×10^{-5}	0.13	0.13
n (式(3))	1.3×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.2×10^{-5}	0.13	0.11
体重	1.3×10^{-5}	1.2×10^{-5}	1.5×10^{-5}	0.09	0.11

次に、マンガンや THM 類のリスクへの高速道路排水の寄与を考える。実は高速道路排水の寄与はそれほど高いものではない。たとえば、表 3 でみると排水流入前の河川中の Mn 濃度が 0.0156mg/L なのに対し、排水混入後の濃度が 0.0157mg/L でほとんど変化が現れない。同様に THM 生成の元となる TOC 濃度をみると、元の 4.93mg/L が排水流入後に 4.96mg/L になるだけで、排水の寄与分は元々河川に存在した負荷量の 100 分の 1 以下である。このようなことを考えると高速道路排水に注目するよりも、流域全体での水質の監視と管理が今後重要になってくるものと考えられる。

おわりに

第二東名浜松・浜北 S A からの道路排水が下流の上水道水源にあたる影響についてリスクを評価した。重金属・PAH・THM あわせて 12 物質についてリスクアセスメントを行った。その結果、プロモジクロロメタンに由来する発がんリスクについては 10^{-5} の確率を超える可能性があることが示された。流域全体として今後の水質の監視・管理が必要であることが示唆された。

今後の課題としては、まず今回のリスクアセスメントに含まれる多くの不確実性の検証がある。本研究は現在建設中で運用実績のない高速道路に対するリスクアセスメントであったので、排出される汚濁負荷については様々な仮定をおいて推定を行なった。これら仮定の妥当性を検証する必要があるだろう。

もうひとつの課題は、道路排水が河川生態系に与えるリスクである。今回、道路排水は河川を経由してほぼそのまま取水場に流れ込むと仮定したが、PAH 等の土壌への吸着されやすさを考慮すると、むしろこれら物質の多くの部分は河川中に捕捉されると考えられる。そうするとそれら物質は人間よりもむしろ河川中の生物に影響を与えるかもしれない。道路排水の河川生態系に対する生態リスクアセスメントを検討すべきであろう。

謝 辞

本研究は、2001 年度静岡大学工学部システム工学科卒業の鶴飼綾氏（現在、㈱日立システムアンドサービス）の調査研究に基いている。

補 注

- 1) のみ水を考える会 (2001. 8.23 更新), 道路公団への陳情.
<<http://niziren.hp.infoseek.co.jp/sub4-1.html>>, 2003. 6. 8 参照.
- 2) 日本道路公団静岡建設局浜松工事事務所でのヒアリングより
- 3) US EPA, Integrated Risk Information System. <<http://www.epa.gov/iris/>>, 2002. 1.10 参照.

参考文献

- Hoffman, J., S. Latimer, D. Hunt, L. Mills, and G. Quinn (1985) Stormwater Runoff from Highways. *Water, Air, and Soil Pollution*, 25, 348~364.
- 小野芳朗, 岡村秀雄, 河原長美, 青山勲, 小田美光 (1999) 雨天時路面排水中塵埃の遺伝毒性. *水環境学会誌*, 22(7), 561~567.
- Shinya, M., T. Tsuchinaga, M. Kitano, Y. Yamada and M. Ishikawa (2000) Characterization of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Highway Runoff. *Water Science and Technology*, 42(7-8), 201~208.
- 新矢将尚, 宮川善年, 宮西弘樹, 笠原伸介, 石川宗孝 (2001) 高速道路における粒径別汚濁負荷の流出特性, 第 4 回日本環境学会シンポジウム講演集 2001, p.156.
- 静岡県企業局西遠事務所 (2000a) 水道水質調査結果報告書 (遠州水道 湖北・湖西系), 平成 8 年度~12 年度版.
- 静岡県企業局西遠事務所 (2000b) 遠州水道管理状況報告書 (都田浄水場), 平成 12 年度版.
- Urano, K, H. Wada, T. Takemasa (1983) Empirical Rate Equation for Trihalomethane Formation with Chlorination of Humic Substances in Water. *Water Research*, 17(12), 1797~1802.