河川技術論文集，第25巻, 2019年6月

閉鎖性水域における水・底質調査による汚濁機構の解明及び水質改善対策の提案 —江戸城外濠を例にして—

A PROPOSED METHOD OF WATER QUALITY COUNTERMEASURE AND INVESTIGATION OF POLLUTION MECHANISM BY WATER AND SEDIMENT QUALITY SURVEY IN CLOSED WATER AREA : IN CASE OF EDO CASTLE OUTER MOAT

柿沼　太貴[1]・山田　正[2]
Daiki KAKINUMA and Tadashi YAMADA

[1]学生会員　中央大学理工学研究科都市環境学専攻（〒112-8551 東京都文京区春日1−13−27）
[2]フェロー会員　中央大学教授　理工学部都市環境学科（〒112-8551 東京都文京区春日1−13−27）

Edo Castle outer moats (hereafter is outer moat) has problems of bad smell and deterioration of the landscape by the inflow of sewage untreated water during the time of rainfall and occurrence of Blue-green Algae Blooms. To elucidate the water pollution mechanism in the outer moat, we conducted filed observation of water quality and a laboratory experiment using the local sediment. As a result, the concentration of nutrient, organic matter and *Chlorophyll-a* were extremely high levels. Also, limiting factor of the Blue-green Algae is nitrogen by TN/TP ratio. Then, we focused on countermeasures to prevent blue-green algae from growing by flushing out them and calculated the required volume of water in the outer moat. Furthermore, we introduce a new framework which solve as probability theory considering an uncertainty that the growth rate of the algae contains.

Key Words : *Edo Castle Outer Moats, Water Quality, Blue-Green algae*

1．はじめに

閉鎖性水域とは，水の出入りが不活発な湾や湖沼等の水域を指す．閉鎖性水域は貴重な親水空間であるが，その特性故に窒素やリン等の栄養塩類が蓄積されやすく，水質汚濁の代表的な原因である富栄養化になりやすい問題を抱えている．本研究で取り上げる，江戸城外濠（以下，外濠）は1956年に「江戸城外濠跡」として国指定の史跡に定められ[1)]，歴史的，空間的にも重要な場所であるが，アオコやスカムの発生等の問題が生じている．アオコの問題点は，腐敗時に悪臭（2-MIBやジオスミン）を発生させることや，景観の悪化，水道水源となる湖沼・貯水池で大発生した場合，浄水過程におけるろ過障害等を引起すことである．外濠における水質悪化の構造的要因として，降雨が外濠周辺に整備されている合流式下水道の管渠の処理能力を超えた場合，下水未処理水が外濠に放出されていること，各濠内の勾配が小さいため滞留時間の長期化や，濠に流入する汚濁物質が流出せずに底泥に堆積することなどがあげられる．そして，外濠の下流端は神田川に接続し，その後日本橋川と分流しており，外濠で発生したアオコが神田川に流れ込んでいる状況である．我が国で実施されているアオコ改善対策は，流入負荷を削減するための，下水道整備などの流域対策から，栄養塩類を吸収及び除去するための植生浄化，浚渫や薬品の散布による化学的対策といった多種多様な対策がある[2)]．外濠において実施されている対策として，東京都により降雨初期の下水を貯留するための下水道管の整備，濠底に堆積している汚泥の浚渫が実施されている．しかしながら，一時貯留施設の整備に関しては，外濠は水源のほとんどが合流式下水道からの越流水であるため，貯留施設は更なる水量の減少による滞留時間の長期化を招き，アオコの発生につながる．浚渫に関しても，富栄養化の防止に加え，底泥による酸素消費及び悪臭（硫化水素）の発生の低減が期待できるが一時的な対策のため，数年で元に戻ってしまうことが予想される．

抜本的にアオコが改善された対策として，利根川の河川水を北千葉導水路により導水する手賀沼の事例がある．

手賀沼は，1974年から27年連続で全国の湖沼で水質ワースト1であったが，導水事業による滞留時間の短縮により，アオコ原因種である藍藻類（優占種：*Microcystis*属）が激減し，導水以降アオコの発生は見られていない．著者らは，アオコの増殖速度と導水による回転速度の関係性により簡易かつ精度よくアオコを押出すための導水量を算出する手法を提案している[3]．また，藻類の増殖能力に内在する不確実性を考慮することで，確率論的に導水量を算出する枠組みも提案しているが，実際に現地に適用する際の考え方や実例は示していない．

本研究では，約3年間に亘る基礎的水質項目の観測結果及び水質汚濁要因の一つである底泥からの影響を定量的に評価するための室内実験を実施し，外濠における水質汚濁状況を把握する．加えて，導水によるアオコの改善対策に着目し，外濠におけるアオコを浄化するための導水量を決定論的及び確率論的手法により算出する．

2．対象地域概要及び観測方法

(1) 対象地域概要

図-1に外濠の下水集水域及び観測地点の位置を示す．外濠は，赤坂門から牛込門に渡る全長4㎞の部分を指し，水面が残るのは，弁慶濠，市ヶ谷濠，新見附濠，牛込濠の4濠である．本研究では，JR中央線に沿って四ツ谷駅から飯田橋駅にかけて位置する，上流より市ヶ谷濠，新見附濠，牛込濠（以下，A濠，B濠，C濠）を対象とする．**表-1**に各濠の諸元を示す．A濠からC濠まで距離約1.3 km，高低差約12 mであり，各濠間には越流堰が設置されている．下流ほど平均水深，容量が大きい．なお，平均・最大水深は2018年10月にボートを用いて実施した多地点観測結果に基づいている．水質悪化の主要因である降雨時における未処理下水の流入に関しては，明治44年（1911）に外濠周辺に合流式下水道が整備され[1]，外濠への下水・雨水の流入口は目視と東京都下水道台帳により18ヶ所確認できる．その内の計10ヶ所は合流式下水道の吐き口であった．その他の8ヶ所の水の吐き口の詳細は不明である．下水集水面積はA濠が最も広く，C濠の約7倍あり新宿御苑付近からの汚水も流下しており，それらの下水は谷幹線を流れ芝浦水再生センターもしくは三河島水再生センターへ配水されている．外濠において最も大きな下水吐口（縦1.5 m×横3 m）はA濠に設置されており，出水時には極めて臭い悪臭を放っている．**写真-1**は降雨時（降雨強度55.8 mm/h，出水時までの総降雨量21.7 mm）における下水吐口からの出水の様子を撮影した写真（C濠）である．出水によりアオコが押し流されているのがよくわかる．

(2) 観測及び溶出・酸素消費実験方法

図-1における観測地点において，2014年8月から2018年3月に渡り約2週間毎の現地観測を行った．調査地点の選定理由は，i下流の濠及び河川へ流出する濃度を知るために各濠下流付近の地点．ii濠の土手の法面が急なため安全に観測可能な地点が選定理由である．室内実験に用いる底泥においては，A濠における観測地点において，コアサンプラーを用いてそれぞれ3本ずつの計6本の採泥をした．調査は季節変動を捉えるために，2018年3月と10月の2回実施した．試水として観測地点においてハイロート採水器を用いて水面近傍で採取し，冷却して持ち帰り，分析を行った．TN・TP・COD・SS濃度は吸光光度計（DR3900，TOA DKK）を用いて吸光度を測定し，濃度を算出した．*Chlorophyll-a*（以下，*Chl-a*）濃度はユネスコ法に従い算出した．

溶出・酸素消費実験に関しては，アクリル製円筒型カラム（直径10 cm×高さ100 cm）に泥の厚さ30 cm，直上水厚さ60 cmとした．直上水はあらかじめ0.45 μmのフィ

写真-1 降雨時における出水時の様子（C濠）
（法政大学デザイン工学部　景観研究室より提供）

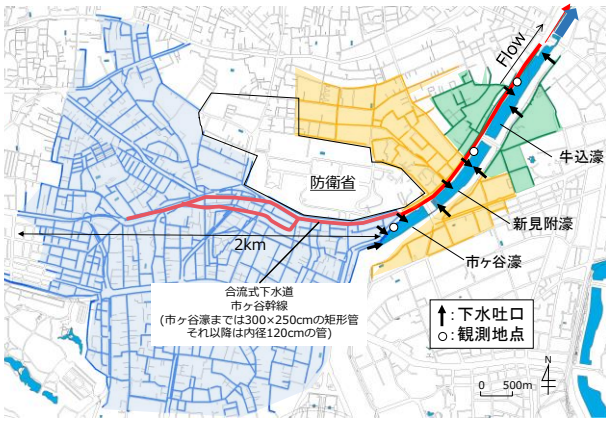

図-1 外濠に繋がる下水幹線が受け持つ集水域図及び観測地点の位置図

表-1 外濠の諸元

	市ヶ谷濠（A濠）	新見附濠（B濠）	牛込濠（C濠）
延長[m]	324	470	612
平均水深[m]	1.23	1.4	1.81
最大水深[m]	1.9	1.78	2.26
表面積[m^2]	16,450	28,800	32,580
容量[m^3]	20,234	40,320	58,970
下水集水面積[km^2]	1.4	0.4	0.19

ルターでろ過したものを用いた．また，実験水温は20℃とした．溶出実験に関しては，嫌気状態にするために，直上水に窒素ガスを吹き込み，液中の酸素濃度を低下させるとともに，流動パラフィンでシールすることにより大気中からの酸素の溶入を防止した，酸素消費実験に関しては，コントロール試験用に，ろ過水のみの試料も用意し，底泥上10 ㎝（底層），底泥上30㎝（中層），底泥上60 ㎝（表層）の鉛直方向3地点にてポータブル溶存酸素計にて計測した．また，撹拌による栄養塩類の拡散，巻上げによる酸素消費を防止するために静止状態で行った[4]．

3．結果及び考察

(1) 室内分析結果

図-2に各濠における*Chl-a* [μg/L]， COD [mg/L]，SS [mg/L]，TN [mg/L]，TP [mg/L]を示す．各地点の表面水の値であり，降雨の影響のない平水時において10時～12時に観測された値である．植物プランクトン量を表す*Chl-a*濃度は平年的に約300 μg/Lを超す状態であることがわかった．傾向として夏季に増加しており，冬季であっても100 μg/L近辺を変動する値を示した．外濠に生息している藻類種については，顕微鏡観察により，4月から10月下旬にかけては優占種として，藍藻類（*Microcystis aeruginosa*）がみられ，それに対し，11月から3月かけては珪藻類（*Synedra acus.*）が優占する傾向がみられた．各濠の特徴としては，B濠の冬季における*Chl-a*濃度が他の濠より高い傾向を示したことと，顕微鏡観察により珪藻類（*Synedra acus.*）が特に優先していた．これは吉岡ら[5]も指摘しているように，B濠は他の濠に比べ，水深が浅く，釣り堀からの排水により絶えず水が流動しているため，流動に耐性を持つ*Synedra acus.*が優先したことが考えられる． COD・SS・TP・TN濃度は全濠において，通年高濃度の値を示し，湖沼における環境基準で照らし合わせた場合，富栄養湖基準を大きく上回る過栄養湖であることが分かった．**表-2**に2015年度における外濠と似た水辺環境を有する湖沼・濠との各水質項目の年平均値・夏季平均値（7，8，9月）における値の比較を示す．他の地点と比較すると，全ての項目において外濠が最も高い値を示していることが分かる．特に*Chl-a*・TP濃度は高く，夏季平均値の場合，それぞれ他地点より約4倍，約5倍以上高い値であった．

次に，溶出速度の結果を**表-3**に示す．溶出実験に関して，NH_4-N，PO_4-P共に，季節変化による明確な差はみられなかった．観測期間の水温は底層付近では，冬季約13℃，秋季20℃であったことから，一般的には水温が高いほど溶出速度が高い値を示すが本実験では差が見られなかった理由として，冬季における*Chl-a*は，コアサンプルを採取した地点において底層付近で6.6 μg/Lであったのに対し，秋季では，616.7 μg/Lと非常に高い濃度を示したことから，秋季まで繁茂しているアオコが水温低下に伴い死滅し，濠底に堆積・分解することによる影響が考えられる．他の地点（千鳥ヶ淵，PO_4-P：8 mg/m^2/day，NH_4-N：55～90 mg/m^2/day）[6]と溶出速度を比較してみると，窒素・リン共に高い値を示す汚濁状態であることがわかり，底泥による水質への影響が大きいことが予想される．酸素消費速度に関しても同様の方法で酸素消費速度を算出し，**表-3**に示す．最小値及び最大値共に秋季が高く，平均値として，秋季が冬季に比べ約

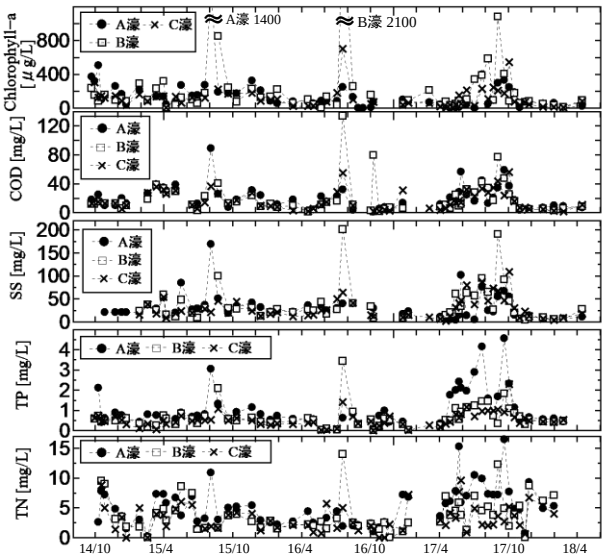

図-2 各濠における*Chl-a*，COD, SS，TP，TNの時系列データ（2014年8月から2018年3月）

表-2 外濠と他地点との各水質項目の比較（2015年における内濠：千鳥ヶ淵，手賀沼：中央地点，印旛沼：上水道取水口地点）

		外濠	内濠	手賀沼	印旛沼
Chlorophyll-a [μg/L]	平均値	241	48	100	93
	夏季平均値	506	58	88	92
TN [mg/L]	平均値	4.6	1.7	8.1	2.4
	夏季平均値	5.5	2.1	8.6	11.4
TP [mg/L]	平均値	0.94	0.15	0.13	0.13
	夏季平均値	1.44	0.2	0.16	0.15
COD [mg/L]	平均値	25.2	14.2	8.1	11.0
	夏季平均値	36.1	20.7	8.6	11.4

表-3 溶出速度及び酸素消費速度実験の結果

	NH_4-N[mg/m^2/day]			PO_4-P[mg/m^2/day]		
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値
冬季	98.3	158.4	123.4	13.7	38.7	27.4
秋季	83.7	168.6	131.2	19.1	30.7	24.9

酸素消費速度[g/m^2/day]			
	最小値	最大値	平均値
冬季	0.1	0.54	0.37
秋季	0.22	0.87	0.55

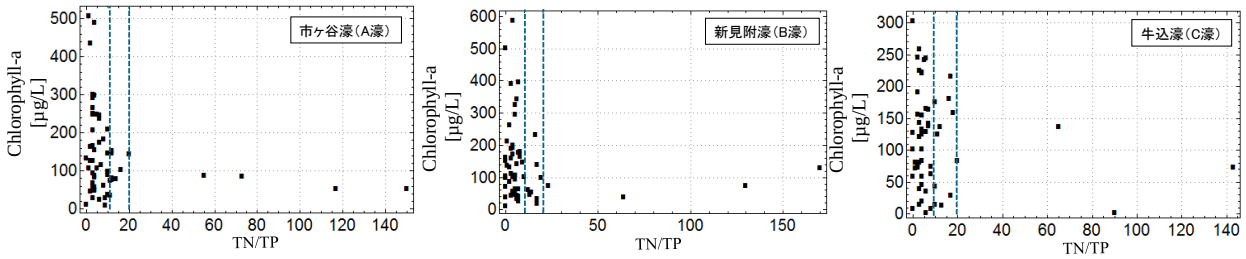

図-3　各濠における植物プランクトンの制限因子（窒素制限10以下，リン制限20以上を点線で示している．）

4割高い値を示した．また，冬季は溶存酸素濃度が貧酸素化（1 mg/L以下）するのに約7日を要したが，秋季では約3日と約2倍速く消費していた．これは，水温差による底泥内での化学的・生物学的酸素消費及び植物プランクトンなどの呼吸による酸素消費が影響していることが考えられる．他の地点（霞ヶ浦，0.59～0.60 g/m^2/day，2008年6月）[7]と比較してみると，似た値を示したが，夏季においては更に高い消費速度であると考えられる．

(2) アオコの制限要因に関する考察

制限要因においては，例えば，坂本（1984）によるとTN/TP比が10以下の湖では窒素がより強い制限栄養塩として働き，TN/TP比が20以上ではリンが制限的に働くとしている[8]．一方OECD（1982）では世界各地の湖沼からTN/TP比が10以下のところでは窒素制限であり，17以上ではリン制限であると報告している[9]．**図-3**に各濠におけるTN/TP比と*Chl-a*濃度との関係性を示す．全ての濠でほとんど10以下を示したことから外濠に発生している藻類は窒素制限であることが推察できる．外濠においては，他の湖沼や濠と比較すると，TN・TP共に高い値を示しているが，特にTPに関しては約10倍高い値を示していることから，水中にはリンが豊富にあるため，窒素による制限を受けていることが考えられる．

(3) 各水質項目における植物プランクトンが占める割合

植物プランクトンによる水質への影響を知るためには，内外部負荷の割合を算出する必要がある．湖沼に流入する外部負荷CODの簡易な算出方法として，福島ら（1986）により，*Chl-a*とCODの分布を基に回帰直線を作成し，*Chl-a*が検出限界未満の時のCOD値（y 切片）を外部負荷CODとする手法が提案されている[10]．上記手法により，外濠の水質データを使用して同様の解析を行い，A濠の結果を**図-4**に示す．なお，ここで述べる外部負荷とは，外部からの流入だけでなく，動物プランクトン，デトリタス等の値も含む負荷濃度である．アオコが繁茂する最適水温を有する6月～9月は白丸にプロットしている．また，回帰直線に加え，信頼区間，予想区間を付記している．各年のデータ数が少ないことから2014～2017年における全データを基に外部負荷濃度を算出しているA濠のCODと*Chl-a*の相関が最も高い値を示した（相関係

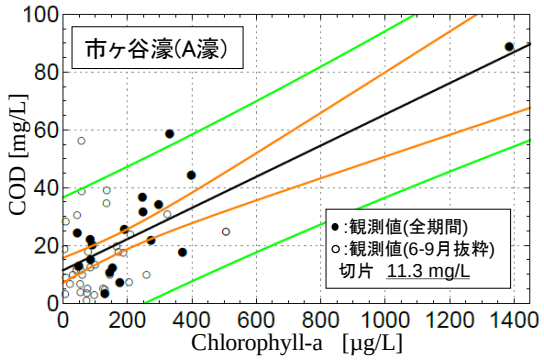

図-4　CODと*Chl-a*の関係性(A濠)

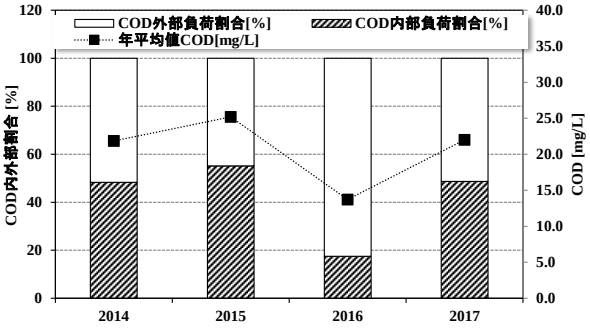

図-5　植物プランクトンによるCODへの寄与率(A濠)

数，A濠：0.81，B濠：0.89，C濠：0.81）．外部負荷CODに関しては，A濠が11.3 mg/L，B濠が8.2 mg/L，C濠が6.2 mg/Lを示し，A濠がC濠の約2倍の高い値を示した．次に，外部負荷から内部負荷の割合を考える．**図-5**にA濠における2014～2017年におけるCODの外内部負荷割合と年平均値を示している．各濠の平均内部負荷の割合は，A濠約4～6割，B濠約5～6割，C濠約6～7割であり(2016年を省く)，下流ほど内部負荷割合が高くなる傾向が得られた．これは，各湖沼における合流式下水道越流水の流入割合がそれぞれ年間，A濠98 %，B濠11 %，C濠8 %であることと[5]，それに伴い汚濁物質の堆積量が多いため，上流ほど内部負荷割合が低いことが考えられる．神谷ら（2014）がまとめた指定湖沼における2008-2012年における内外部割合[11]と比較すると，藻類によるCODの上昇が問題となっている印旛沼は約4割，導水によって水質が改善された手賀沼は約3割を示した．このことから，外濠における植物プランクトンによるCODへの影響は大きいといえる．次に，観測した水質項目の中で，特

に高い値を示したTPについて同様の方法により内外部負荷割合を算出した．その結果，植物プランクトン由来のリンは，A濠約7～8割，B濠約5～7割，C濠約6～7割であった(2016年を省く)．以上の結果より，アオコの対策を行う事は，COD・リンないしは他の水質項目の大幅な減少につながることがわかった．

４．アオコの浄化対策

(1) 決定論的手法による導水量の算出

1章にて説明したように，外濠では，浚渫や一時貯留施設の整備が進められているが，抜本的にアオコの改善をするためには，手賀沼のように導水による水質改善対策が必要である．著者らは藻類の比増殖速度と導水による回転速度の関係性に着目し，対策案としての導水量を簡易に算出する手法を提案するとともに，手法の信頼性を室内実験により検証している．よって，本研究では，以下に示す式を用いて，外濠における導水量を算出する．

$$\frac{dC}{dt} = (r_{max} - d)\left(1 - \frac{C}{k'}\right)C \qquad \left(k' = \frac{r_{max}-d}{r_{max}}k\right) \quad (1)$$

ここで，Cは*Chl-a*濃度，r_{max}は最大比増殖速度，kはその環境で増殖しうる最大値を示す環境収容力,導水量Qinを容量Vで除したものが回転速度dである．また，(1)式のk'は，例えば環境変化による変化ではなく，藻類の最大比増殖速度に伴い変化するものである．詳細は既往論文[3]を参考されたい．

(1)式を用いて，各外濠における最大比増殖速度に対応したアオコを浄化するための導水量の計算結果を**図**-6に示す．計算条件として，国土地理院地図より算出した濠表面積に，平均水深を掛け合わせ，容量とした．最大比増殖速度については，外濠のアオコの優占種である*Microcystis aeruginosa*における既往の室内培養実験から0.2～1.8 /dayの値を用いた[12]．

最もアオコが発生するA濠においては1.8 /dayの増殖速度を想定した場合には0.45 m^3/s以上で増殖を抑制できる結果となった．また，B濠・C濠では，1.8 /dayの増殖速度の場合，それぞれ0.8，1.38 m^3/sと算出された．吉岡らによる生態系モデル（$r_{max} = 0.8\ /day$）を用いたC濠の導水量（Chl-a濃度の最大値が，中栄養になる最低値8 μg/Lを超えない場合）は約0.1 m^3/sであり，本研究による結果と大きな差がみられた．この理由として，本研究では2倍以上速い最大比増殖速度を用いていることやアオコが増殖不可となる最も安全側の対策案としての導水量を算出しているため，藻類が常に十分に増殖できる環境を想定していることが考えられる．また，常に導水するのではなく，アオコが発生している状態において，水量が十分に確保できる洪水時に，算出した導水量に相当する量の水を導水することでアオコを押出せることが可能である．

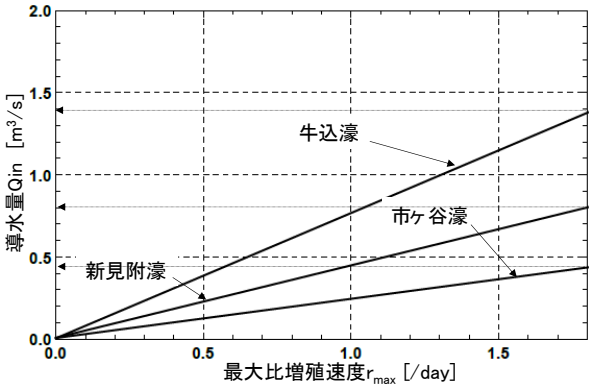

図-6 各濠における比増殖速度と導水量の関係

(2) 確率論的手法による導水量の算出

藻類はその場の光・水温等の外的要因や，藻類のサイズや細胞の状態による内的要因による増殖速度への不確実性が存在する．理想状態を造りあげる室内実験でさえも増殖速度にはバラツキが生じる[12]．著者らは，このような複雑で不確実性に富む生態環境を念頭に，藻類の増殖能力に内在する不確実性を，伊藤の確立微分方程式とFokker-Planck方程式の対応関係を用いて，アオコを押出すための導水量を確率論的に算出する手法の理論的な枠組みを提示した．以下に，藻類現存量に関するFokker-Planck方程式から，定常状態を考えた場合に得られる確率密度関数を示す．

$$p(C,t) = p_0 \frac{2}{\left(C\sigma_{r'}\sqrt{T_L}\right)^2} C^{\frac{2(\bar{r}-d)}{\sigma_{r'}{}^2 T_L}} exp\left[-\frac{2C(\bar{r}-d)}{k'\sigma_{r'}{}^2 T_L}\right] \quad (2)$$

ここで，$\bar{r}$はある時刻における入力比増殖速度の平均値，$\sigma_{r'}$は増殖能力のバラつき，T_Lは比増殖速度の乱れ成分に関する時定数，p_0は規格化定数である．(2)式における指数部分から以下の関係式が得られる．

$$(\bar{r}(t) - \sigma_{r'}{}^2 T_L) - d > 0 \qquad (3)$$

(3)式が0より大きい場合には，十分時間が経った定常時に個体数がある平均値の近くで揺れ動く状態になる．つまり，有限の場で分布を持つといえる．一方で，(3)式が0に近づくほど，個体数は0に寄る形となり，最終的に0より小さくなると藻類が増殖できず，減少することを意味している．

図-7に(3)式の左辺において導水量を変え，回転速度を6ケース変化させた場合の確率密度関数を示す．縦軸に*Chl-a*濃度をとっている．(3)式が小さくなるにつれ，分布のピークが減少し，(3)式が0になるとき分布が大きく変化し，最終的にデルタ関数のような形となる．この結果から，ある導水量においてアオコが発生する割合及び押出され増殖できず減少する割合が算出可能である．つ

まり，アオコの増殖リスクを考慮した必要導水量を算出することが可能となった．増殖リスクを考慮した必要導水量算定手法への応用として，外濠を例に説明する．**図-8**に外濠における増殖リスクを考慮した場合の導水量と成功率の関係と，導水量を変化させた場合における決定論的に算出した結果を示す．（ここでは仮に，霞ヶ浦環境科学センターによるアオコ指標から*Chl-a*濃度に換算し，150 μg/L以上をアオコが発生したとする）に算出した場合，外濠ではアオコ押出して除去するには0.45 m^3/sの導水量が必要であるが，例えば，費用面からみて0.3 m^3/sの水量のみ確保できない場合，40 %の確立でアオコを除去できるといえる．このことから，当該確率分布をどこまで議論するかによって，政策提案の際のアオコのリスクを検討することができ，費用対効果についても検証することが可能になった．

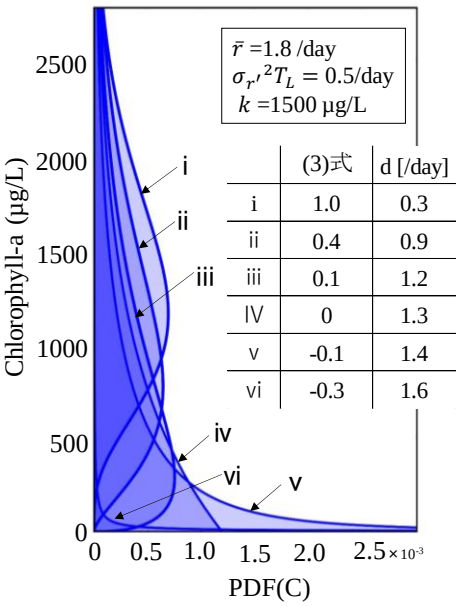

図-7　回転速度dを変えた植物プランクトンに関する確率分布．

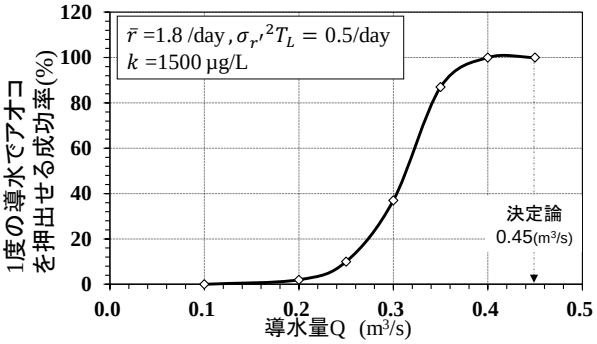

図-8　導水量と成功率の関係（150 μg/L以上をアオコが発生したとする場合）．

５．おわりに

本研究では，閉鎖性水域である江戸城外濠における水質状況を現地観測及び底質実験により調査した．また，外濠におけるアオコの抜本的改善対策として，導水に着目し，決定論及び確率論的にアオコを浄化するための導水量を算出した．以下に結果をまとめる．

(1)　*Chl-a*，TN，TP，COD濃度は一年を通し極めて高い値である汚濁状態であり，底泥による水質への影響が大きいことを定量的に示した．

(2)　外濠におけるアオコは全濠において，TN/TP比から窒素制限であるとともに，アオコの大量発生により各水質項目への影響が5割以上あることが分かった．

(3)　藻類の最大比増殖速度と濠の回転速度の関係性から，0.45～1.3 m^3/sの流入水量が確保できればアオコの発生を抑制できる可能性が示唆された．また，導水によるアオコの生起リスクを確率分布という形で定量化することを可能にしたことで，当該確率分布をどこまで議論するかによって，政策提案の際のアオコのリスクを検討することができ，費用対効果についても検証することが可能になった．

参考文献

1) 千代田区，新宿区，港区：史跡江戸城外堀保存管理書，2008.
2) 国土交通省河川局河川環境課：自然の浄化力を活用した新たな水質改善手法に関する資料集，平成22年3月．
3) 柿沼太貴，山田正：湖沼における吐出し効果によるアオコ浄化手法の提案及び藻類の比増殖速度に不確実性を考慮した基礎的研究．河川技術論文集Vol24, pp.309-314, 2018.
4) 国土交通省東北地方整備局：湖沼底質環境・調査手引き（案），2009.
5) 吉岡佐，栗栖聖，花木啓祐：江戸城外濠における水質改善施策のモデル評価と費用便益分析，水環境学会誌，Vol.38, No.1, pp.9-21, 2012.
6) 岩佐義朗：湖沼工学，山海堂，1990.
7) 小松伸行，石井裕一，渡邊圭司，本間隆満，北澤大輔：霞ヶ浦における貧酸素水塊の観測と解析，水工学論文集,第54巻,2010.
8) 坂本充：富栄養化判定項目間の量的関係，湖沼環境調査指針，公害対策同友会，恒星社厚生閣，pp.11-13, pp.226-228, 1984.
9) OECD: Eutrophication of waters-monitoring, assessment and control, p.154,1982.
10) 福島武彦，天野耕二，村岡浩爾：湖沼水質の簡易な予測モデル，水質汚濁研究, pp.775-785, 1986.
11) 神谷宏，大城等，嵯峨友樹，佐藤紗知子，野尻由香里，岸真司，藤原敦夫，神門利之，管原庄吾，井上徹教，山室真澄：浅い湖沼における滞留時間と栄養塩濃度が湖内でのCOD 生産に与える影響，応用生態工学，17巻2号，pp.79-88, 2014.
12) 例えば，高橋正征，市村俊英：霞ヶ浦の湖水の栄養特性と「アオコ」の大量発生，「環境科学」研究報告集，B93-R12-2, pp.107-113, 1981.

（2019. 4. 2受付）