

下水道における地球環境対策

下水道研究部長

田中 修司

下水道における地球環境対策

下水道研究部長 田中修司

1. 地球温暖化防止の枠組み

温暖化ガスの削減を規定する京都議定書が平成 17 年 2 月に発効しました。アメリカ合衆国が議定書の枠組みから離脱したあと、平成 16 年 11 月に、ロシアが批准し、その結果、議定書の発効要件である、①条約の 55 カ国以上の締結、②1990 年（平成 2 年）における先進国の CO₂ 排出量の 55%を占める先進国の締結という 2 つの要件を満たし、その 90 日後の 2 月 16 日に国際法として発効するという経緯をたどりました(図 1)。

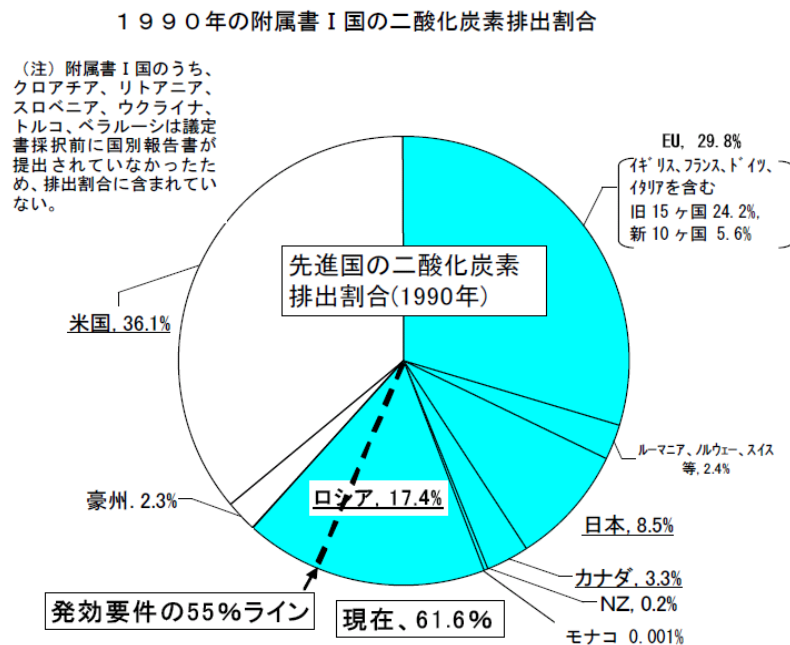


図1 京都議定書発効要件と充足状況（環境省ホームページより引用）

京都議定書では、先進国の温室効果ガス排出量について法的拘束力のある数値約束を各国ごとに設定しています。その目標数値は、日本が 1990 年に比較して 6 % の削減、米国が 7 % の削減、EU が 8 % の削減などとなっており、先進国全体で少なくとも 5 % 削減を目指すものです。目標期間は 2008 年から 2015 年となっています。

地球温暖化を生じさせる原因となる温室効果ガスは二酸化炭素 (CO₂) が代表的ですが、その他にもメタン (CH₄)、一酸化二窒素 (N₂O)、オゾン層を破壊するとされているフロン類 (CFC, HCFC 等)、オゾン層を破壊しないとされているフロン類 (HFC, PFC, SF₆) があります。このうち、京都議定書では対象となるガスを、二酸化炭素、メタン、一酸化二窒素、代替フロン等 3 ガス (HFC, PFC, SF₆) の合計 6 種類としています。各ガスの温室効果の度合いは異なり、二酸化炭素を 1 とした場合の倍率で「温室温暖化係数 (GWP)」で表現されています。GWP はメタンでは 21、一酸化二窒素で 310、

HFC-23 で 11,700、HFC-134a で 1,300、HFC-143a で 3,800、PFC-14 で 6,500、PFC-116 で 9,200、SF₆ で 23,900 となっています。すなわち、同じ重さのガスで見た場合に、メタンは二酸化炭素の 21 倍の、一酸化二窒素は 310 倍の温暖化効果をもつことになります。

日本では 1998 年に「地球温暖化対策の推進に関する法律」が公布されており、国、地方公共団体、事業者および国民の責務が示されています。この法律では自治体等は自らが排出する温暖化効果ガスの排出抑制等のための実行計画を策定し、公表し、実施状況を明らかにすることが義務付けられています。

2. 下水道事業での温室効果ガスの排出状況

地方公共団体が行う事業のうち下水道事業はかなりの温暖化ガスを排出しています。表 1 は公共団体の例として千葉市の温暖化防止実行計画から平成 16 年度の二酸化炭素排出量の状況部分を引用したものです。清掃工場からの排出量が全体の半分以上を占めています。下水道施設からの排出は、個別部門では、清掃工場について大きく、7%近くを占めています。

表 1 千葉市平成 16 年度二酸化炭素排出量の現況

単位：トン-CO2

事務・事業の区分		平成 12 年度 排出量	平成 16 年度排出量 (平成 12 年度比増減)	目標 (H17 年度 排出見込量)	目標達成のための 削減量 (H16 年度基準)
事務 系施設	本庁舎	1,205	1,083 (10.1%減少)	1,205	目標達成
	区役所	4,493	4,336 (3.5%減少)	4,044	6.7%削減
	その他施設	26,306	27,029 (2.7%増加)	23,675	12.4%削減
	小計	32,004	32,448 (1.4%増加)	28,924	10.9%削減
事業 系施設	清掃工場※	82,650	108,593 (31.4%増加)	82,710	23.8%削減
	浄化センター	11,303	13,198 (16.8%増加)	15,116	目標達成
	その他施設	26,677	28,355 (6.3%増加)	25,610	9.7%削減
	小計	120,630	150,146 (24.5%増加)	123,436	17.8%削減
公 用 車		2,327	2,244 (3.6%減少)	2,141	4.6%削減
合 計		154,961	184,838 (19.3%増加)	154,501	16.4%削減

※清掃工場の売電等による間接的削減効果量を考慮した排出量である。

(平成 16 年度千葉市地球温暖化防止実行計画の実施状況より引用)

また、表 2 は、既存文献から温暖化ガスの発生総量と下水道部門の総量の関係を整理したものです。下水道は、二酸化炭素で 0.17%、メタンで 0.19%、一酸化二窒素で 3.76-6.16%の排出シェア-を占めています。

下水道事業に伴う温室効果ガスの発生は 2 つのカテゴリーに分けることができます。まず電力消費や燃料の燃焼に伴う二酸化炭素の発生です。もう 1 つのカテゴリーは処理プロセスのなかでのメタンの生成や窒素分を含む汚泥の焼却に伴う一酸化二窒素の発生です。また水処理過程からも一酸化二窒素が発生することが知られています。

表 2 既存の温暖化ガス発生量試算値の整理表

発生量 区分	二酸化炭素 CO ₂ (Gg/年)	メタン CH ₄ (Gg/年)	一酸化二窒素 N ₂ O (Gg/年)	出典および 調査年度
1) 地球規模 (IPCC) 人為的発生	2.16×10 ⁷	1.72～5.20×10 ⁵	0.13～2.7×10 ³	(1)
2) 日本全国 (環境庁) 人為的発生	1.166×10 ⁶	0.75～1.45×10 ³	27～47	(2)および(3)
3) 日本全国 (A)	1.218×10 ⁶	1.548×10 ³	110.0	(7)
4) 下水道 人為的発生 自然発生 計	3.5×10 ³ 1.6×10 ³ 5.1×10 ³	 6.0	 2.6	CO ₂ (3) CH ₄ (5) N ₂ O (6)
5) 既往調査結果 (下水道) 水処理施設 汚泥処理施設 計 (B)	1.39×10 ³ 0.74×10 ³ 2.13×10 ³	2.22 0.60 2.88	1.34～3.98 2.80 4.14～6.78	(4) (平成5年度値)
下水道が全国に占める排 出量割合 (B)/(A) %	0.17	0.19	3.76～6.16	

出典

(1) IPCC第1作業部会: IPCC第1作業部会レポート、1990

(2) 環境庁企画調査局地球環境部編: 地球温暖化防止問題対策ハンドブック、第一法規、1990.6

(3) 下水道技術開発連絡会議: 下水道の長期的技術開発課題に関する基礎調査報告、(財)下水道新技術推進機構、1993.3

(4) 下水道技術開発連絡会議: 下水道の長期的技術開発に関する基礎調査報告書、(財)下水道新技術推進機構、1995.3

(5) 水落、京才: 温室効果気体の下水処理プロセスからの放出、月刊下水道、Vol.15、No.1、1992

(6) 松原、水落: 下水処理場からの亜酸化窒素放出量調査

(7) 日本国政府: 「気候変動に関する国際連合枠組条約」に基づく第2回日本国報告書、1997年

※表において2)の環境庁による人為的発生量の試算結果は、表記の値には汚泥焼却炉からの温暖化ガス発生量は見込まれているが、水処理施設からの発生量を見込んでいない。

※3)の全国における排出量は、表1-1にその内訳を示す。下水道における二酸化炭素と一酸化二窒素は排出量の内訳に含まれていない。

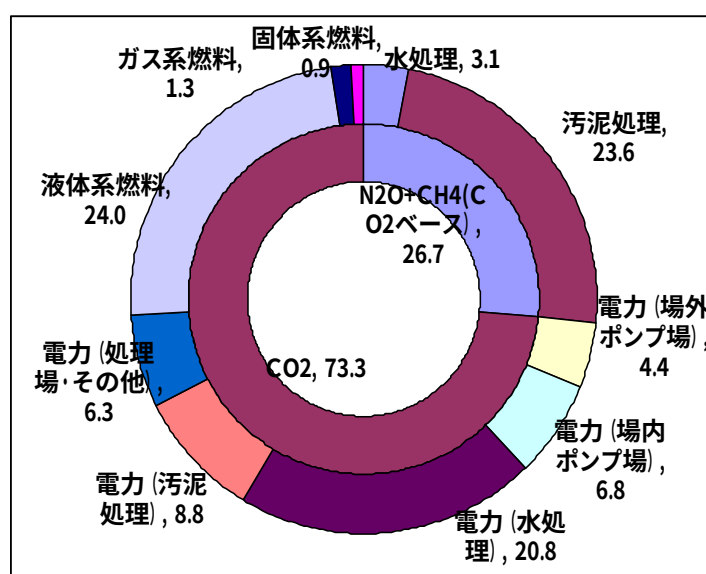


図 2 温室効果ガス総排出量の排出源別構成比 (平成 8 年度全国)

注、総排出量は CO₂ ベースで 4,632Gg/年。

1999 年に策定された「下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き」では、1996 年の統計データから下水道からの温室効果ガスの総排出量を、詳しい内訳付きで算出しています（図 2）。これによると二酸化炭素は全体の 70%強、残りがメタンと一酸化二窒素となっています。また汚泥処理からの温暖化ガスの発生の寄与が大きいことも図 2 のグラフから読み取れます。汚泥処理からの温暖化ガスの排出は、メタンは少なくかなりの部分が焼却に伴う一酸化二窒素が寄与しています。

3. 温室効果ガス対策の対象

下水道事業を実施する場合、まず施設の建設から始まり建設された施設の運転管理、そして最終的にはその施設の廃棄というプロセスをたどります。これら一連のプロセスの中でのライフサイクル CO₂ を研究した既存の結果では、建設段階での CO₂ の排出は 14%、廃棄では 3%に対して、残り 83%が施設の運転に伴って排出されるという結果が得られています。したがって、施設の運転段階での CO₂ の排出のコントロールがまずは有効な手段として浮かび上がってきます。

施設の運転段階での温室効果ガス対策としては、まず全体の 7 割を二酸化炭素が占めることから、この対策を考えることがまず重要になってきます。IPCC ガイドラインによるとバイオマスの分解や燃焼による二酸化炭素の発生は対象にしないことになっております。したがって下水中の有機分の分解に伴って発生する二酸化炭素や、汚泥の燃焼に伴って発生する二酸化炭素は対象外です。二酸化炭素の直接排出は主として電力消費に起因するものとなっています。このため、まずは省エネルギーが温室効果ガスの排出抑制につながります。そのほか温室効果ガス排出のウェートが高いものとして汚泥焼却の際に排出される一酸化二窒素があります。また最近の国総研における研究から水処理プロセスからもかなりの一酸化二窒素が排出されてきていることがわかってきました。したがって、焼却炉での一酸化二窒素対策と、水処理施設から出る一酸化二窒素対策が重要になってきます。

以上の状況ならびに施設の各部位ごとの温室効果ガスおよびエネルギー消費の状態を定性的に示すと下のような図 3 で表すことができます。

4. 省エネルギー

下水道施設の省エネルギー対策は、昭和 50 年代に原油価格の高騰を契機としてさまざまな形で進められてきており、すでにかかなりの対策が講じられています。したがって、なにかひとつの対策を講じて大きく全体に寄与できるような対策はすでに手が打っており、その上積みで対策効果を挙げてゆくのはなかなか難しい面があります。温暖化対策として省エネルギーを考えてゆく場合には、落穂拾いの的に少しずつでも効果のあるものを実施して、全体に積み上げてゆく必要があります。たとえば、主ポンプの運転制御について回転数制御を導入しあわせてポンプの運転水位を高め保持し水位一定制御を行う、汚水調整池等を導入し揚水水量を一定に保ち効率化を図る、エアレーション装置を超微細気泡型に変更、電気設備の力率の改善、建築や覆蓋の換気設備の運転時間の短縮化、焼却炉における廃熱利用などです。これらの省エネルギー対策は施設の運転経費の削減対策として、地球温暖化対策の観点からだけでなく実施の

インセンティブが働く内容であり、地球温暖化対策として前倒しで積極的にすすめていくことにより温暖化対策の目標に寄与できると考えています。

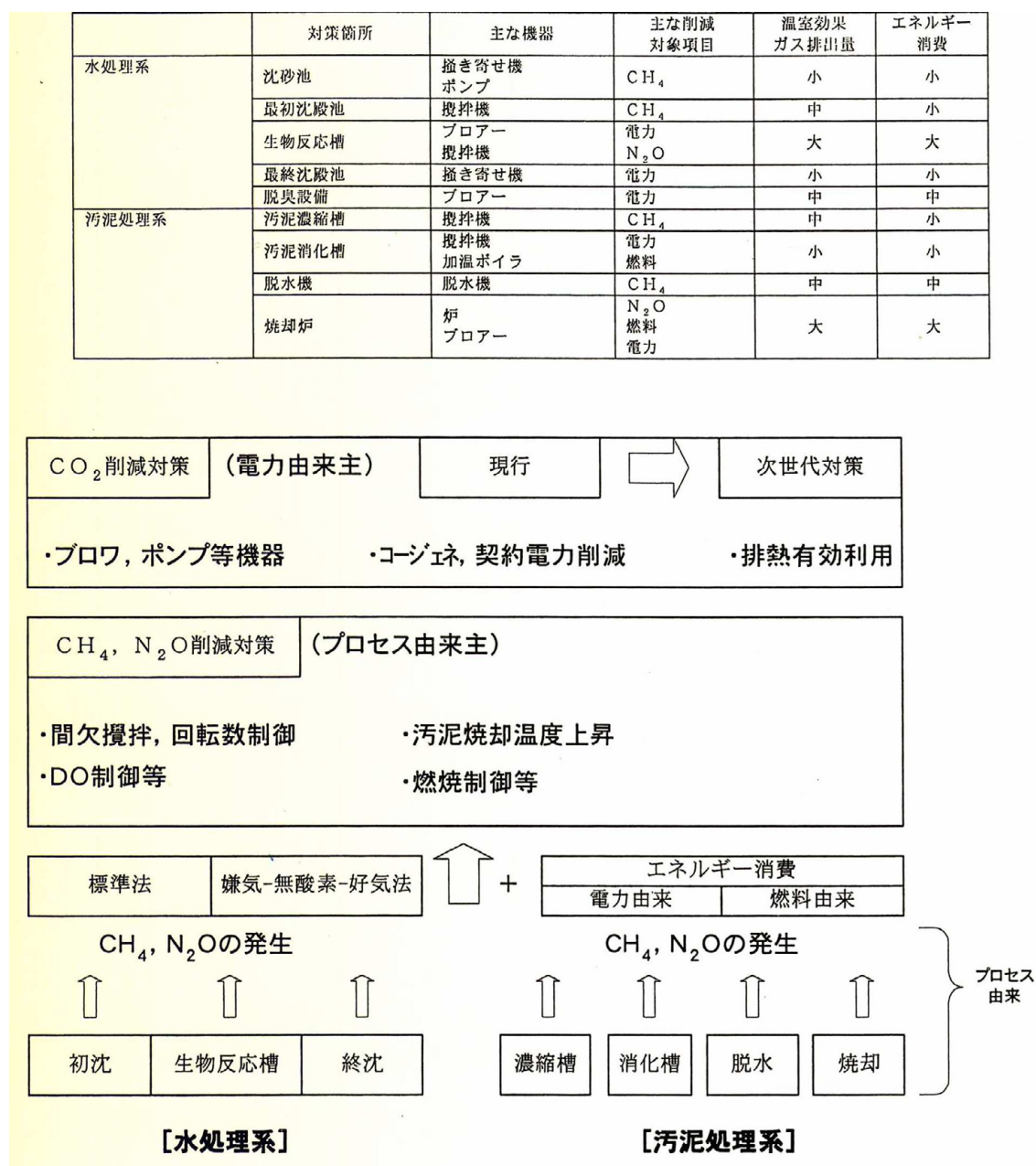


図3 下水道施設の温室効果ガスの排出と温暖化対策のイメージ

5. 焼却に伴う一酸化二窒素の発生とその対策

汚泥の焼却や水処理プロセスから一酸化二窒素が排出されることが知られています。一酸化二窒素は、亜酸化窒素とも呼ばれ歯科治療の際に使われる笑気ガスのことで麻酔作用があります。常温・常圧では無色で香気と甘みがあります。同じ重量の二酸化炭素に比較して310倍もの温暖化作用があり無視することのできないガスです。

まず、汚泥の焼却プロセスで発生する一酸化二窒素の状況について述べます。このガスは、汚泥中に含まれる窒素の一部が焼却の過程で酸化されて発生するものです。その発生割合が焼却温度に依存していることが旧土木研究所時代の研究からわかっています。汚泥中の窒素あたりの転換率を、流動焼却炉の炉内上部の空間（フリーボードと呼び、炉内で汚泥と砂が流動している上部の、未燃焼のガスが存在している場所）の温度との関係で示すと図4のようになります。現状ではこのフリーボードでの温度は800-830度が一般的ですが、ここの温度を850度以上に上げると大幅に一酸化二窒素の発生が抑えられ削減できることがわかります。この温度を上げるためには追加の燃料が必要ですが、表3に示す試算では、一酸化二窒素の削減が燃料増加に起因する二酸化炭素の増加量を抑えて、全体として温室効果ガスの発生を抑制できています。

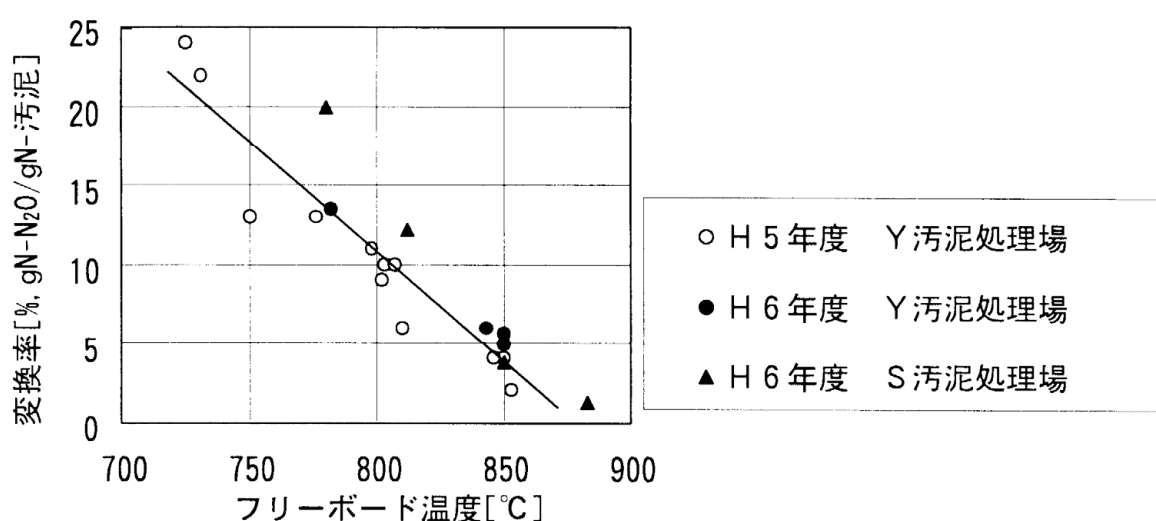


図4 流動焼却炉のフリーボード温度と N2O への転換率

表3 流動焼却炉における高温燃焼時の温室効果ガスの総排出量の試算例

	汚泥焼却量 (t/y)	使用重油量 (kl/y)	燃焼温度 (°C)	温暖化ガス年間発生量 (kt/y)		CO2 換算総排出量 (kt/y)		
				N2O	CO2	N2O	CO2	計
定格運転	70070	2405	846	0.041	27.4	12.7	27.4	40.1
高温燃焼		2719	870	0.011	28.2	3.4	28.2	31.6

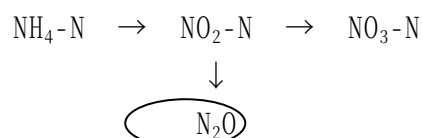
6. 水処理過程からの一酸化二窒素の発生とその対策

6. 1、今までにわかっていたこと

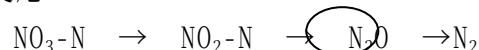
下水処理場の生物反応槽内において、硝化、脱窒反応の過程から一酸化二窒素 (N₂O)

が生成されます。下のような反応式になります。

○硝化反応



○脱窒反応



硝化反応では、アンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) から亜酸化窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) へ酸化される段階で、脱窒反応では、 $\text{NO}_2\text{-N}$ から窒素ガス (N_2) へ還元される段階で、 N_2O が生成する可能性があります。

下水処理過程からの N_2O 排出に関して、今まで研究されてきた結果の要点は以下のような形にまとめることができます。

- ・実験装置による検討により、硝化反応の速度の大きさが N_2O 発生速度の大小を支配していることを確認したが、明確な数値を示すことはできなかった¹⁾。
- ・実験装置による検討により、反応槽の SRT を長く、MLSS 濃度を高く設定して硝化率を高く維持し、かつ脱窒反応と連動させることにより、 N_2O 排出が抑制される可能性がある¹⁾。
- ・実験装置による検討により、硝化反応経路の N_2O 排出量が、脱窒反応経路の N_2O 排出量の 4.5 倍に達することがわかった¹⁾。
- ・パイロットプラントによる検討により、脱窒反応からの N_2O 排出に関して、高水温期と低水温期を比べると、低水温期の排出が 14 倍ほど多くなった。低水温期の排出量は、 $0.60\text{gN}_2\text{O-N/m}^3$ であった²⁾。
- ・実処理場の調査により、 N_2O の発生に関しては、最初沈殿池、最終沈殿池に比べ反応槽からの排出量が卓越していた³⁾。
- ・実験装置による検討により、脱窒反応経路の N_2O に関して、ORP の上昇時に N_2O 排出量が増加する関係が明らかになった。しかし、常に連動するわけではなく、ORP が高い場合でも排出量が低い場合もあった。排出濃度は、数 ppm から突発的に 150ppm まで上昇した⁴⁾。

上記に加え、室内実験に基づく報告がいくつかあります。反応槽内で硝化反応経路と脱窒反応経路の N_2O 排出が同時に起きており、曝気の状態が実験により様々である等、硝化、脱窒反応に影響する要因が複数混在し、排出量を決定するための影響因子に関する調査が困難なのが現状です。全体を通しての傾向としては、処理状態の変化により N_2O 排出量が大きく上昇する可能性があり、突発的なものでは排出量が 100 倍程度となる場合もあることです。

6. 2、国総研のこれまでの研究

国総研（旧土木研究所）では、平成 11 年から 12 年にかけて 10m^3 のパイロットプラントを用いて硝化状態と N_2O 排出量の関係について調査を行っています。その結果をまとめると以下ようになります。

- ・ 期間平均の排出量は、 $124\text{mgN}_2\text{O-N/m}^3$ であり、最大 $420\text{ mgN}_2\text{O-N/m}^3$ まで上昇した。
- ・ 完全硝化状態から非完全硝化への移行時、その逆、さらに硝化促進時には $\text{NH}_4\text{-N}$ が残存、硝化抑制時には $\text{NO}_3\text{-N}$ が若干発生している時期に、 N_2O 排出量が急激に上昇する。硝化状態が不安定なときに排出量が増加する。
- ・ 硝化状態が安定している期間の N_2O 排出量は、高温期の硝化抑制で $1.8\text{mgN}_2\text{O-N/m}^3$ 、硝化促進で $18.3\text{ mgN}_2\text{O-N/m}^3$ 、低温期の硝化抑制で $14.0\text{ mgN}_2\text{O-N/m}^3$ 、硝化促進で $55.3\text{ mgN}_2\text{O-N/m}^3$ であった。硝化抑制状態で排出量を低く抑えることが可能であるが、放流先の環境を考慮し、総合的な判断が必要である。しかし、最大排出量に比べればかなり低く抑えることが可能であるため、運転を安定させ、硝化状態を一定に保つことが重要である。

以上のことが確認できたのですが、排出係数を決定するような影響因子を取りまとめるまでには至っていませんでした。

6. 3、国総研における昨年度の調査内容

水処理過程からの排出状況を確認し、さらにその対策を検討するため改めて昨年度より N_2O の排出係数に関する調査を開始しています。その調査方針を以下のように設定しました。

- ー 現行排出係数の計算法である過去研究データの平均値の計算法よりも説得力のある排出係数を確定すること。
- ー これまでの結果は実処理場ベースではないため、実験のデータ、結果が実処理場においても妥当なのか、数値的にも妥当なのかの比較できること。
- ー 1990 年との比較が可能なこと。
- ー 対策技術に関しても何らかの提案ができること。
- ー N_2O 排出量への影響因子が解明されていないため、とりあえず平成 18 年度の環境省への報告は平成 17 年度までの知見でとりまとめ、その後より長期的な視点で調査を実施すること。

これまでの調査研究から、水処理過程からの N_2O の排出係数への影響因子は複数が考えられます。日本の平均排出係数、対策元年の 1990 年の排出量を算出することから、長期にデータを集積している下水道統計の項目のうち、硝化過程の指標として代表的な A-SRT と N_2O 排出量の関係について調査しました。調査では、パイロットプラント実験を行いデータを集めるとともに、実処理場での実態調査を行いました。

パイロットプラント実験では、標準活性汚泥法での硝化反応経路の N_2O 排出を対象とした検討しました。結果を図 3、表 4 に示します。図 3 では、SRT5～7 日以下の場合に N_2O 排出量が急激に上昇し、 $323\text{mgN}_2\text{O-N/m}^3$ を示しています。また、表 4 より、処理水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度も同時に上昇しており、 N_2O の前駆物質である $\text{NO}_2\text{-N}$ との関連が強いことがうかがえます。しかし、実験ケースが少ない等のため、 N_2O 排出量が上昇する明確な SRT 値を判断するまでには至っていません。

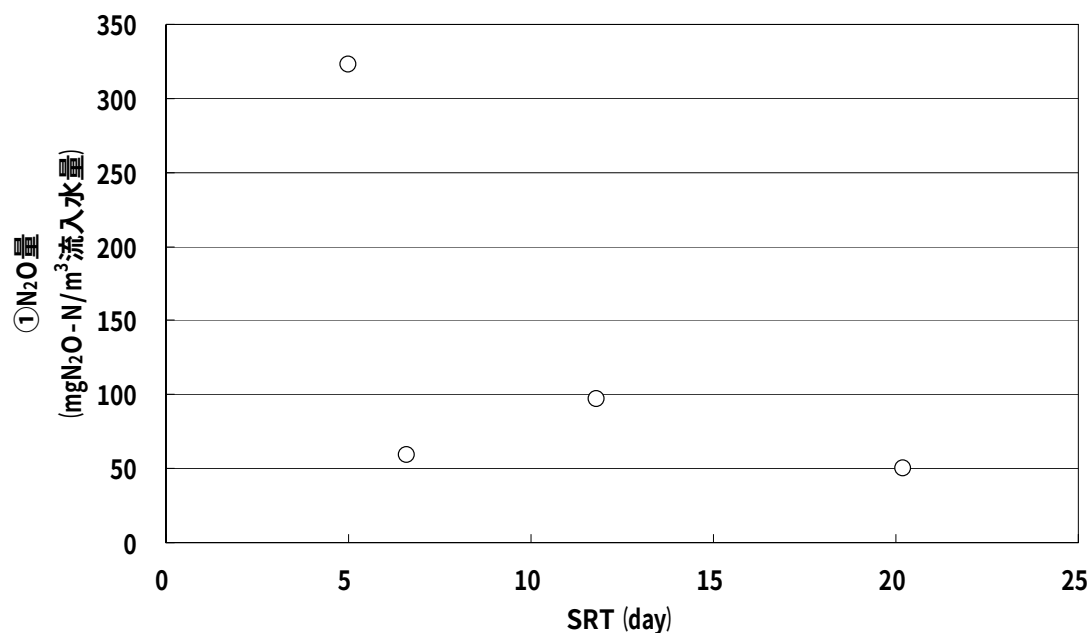


図3 N₂O排出量とSRTの関係

表4 N₂O排出量と水質分析の結果

条件		①N ₂ O量	②N ₂ O量	SRT	一次処理水	処理水		
		mgN ₂ O-N/m ³ 水量	mgN ₂ O-N/m ³ 水量		T-N mg/L	NH ₄ -N mg/L	NO ₂ -N mg/L	NO ₃ -N mg/L
設定SRT day	5	322.7	200.0	5.0	29	0.16	0.68	13.27
	7	59.1	37.0	6.6	29	0.15	0.12	14.56
	12	97.1	77.1	11.8	36	0.13	0.13	22.20
	20	50.0	37.2	20.2	36	0.10	0.04	23.12

※①N₂O量は「ガス+末槽液体」の総発生量、②は「ガス+末槽液体-返送液相」の返送経由のN₂Oを抜いた発生量である。

※N₂Oの単位の水量は、初沈流入水あたりのN₂Oを意味する。実験の流入水は、パイロットプラントの初沈流入水と反応槽流入水の比から計算した。

実処理場での調査結果を、図4、表5に示します。図4より、実験同様、A-SRT5日付近の短いA-SRTでN₂O排出量が急激に上昇することがわかります。このことから実験値はある程度妥当な数値であることが判断できますが、実験結果とは異なり、短いA-SRTにおいてもN₂O排出量が少ない場合があるため、すべてにおいて実験と同じ傾向ではありませんでした。これは、硝化がまったく進んでいないため、中間生成物のN₂Oが生成されず、さらにA-SRTの値自体の信頼性、エアレーション方法の違い等が影響していると考えられます。

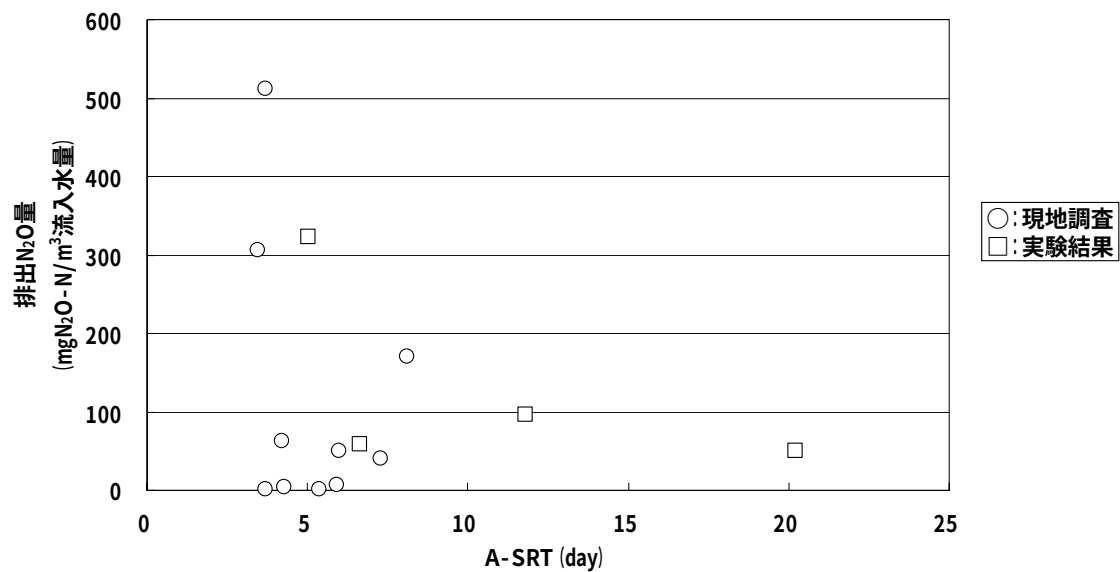


図4 実処理場における排出 N_2O 量とA-SRTの関係

表5 N_2O 調査の結果

処理場名		N_2O 量 mg N_2O - N/ m^3 水量	SRT d	A-SRT d	一次処理水 T-N mg/L	処理水			処理法	備考
					NH_4 -N mg/L	NO_2 -N mg/L	NO_3 -N mg/L			
A県	D処理場	50.9	8.00	6.00	35	ND	ND	13	擬似嫌気好気法	A県すべて N_2O 液相測定なし。
	E処理場	2.0	8.89	5.38	26	ND	ND	5.5	ステップ流入式二段嫌気好気法	
	F処理場 (1回目)	1.1	3.70	3.70	39	25	0.04	ND	標準活性汚泥法	
	F処理場 (2回目)	2638.0	20.80	8.91	41	ND	1	0.7	ステップ流入式二段嫌気好気法	
	F処理場 (3回目)	2347.4	9.30	6.64	31	0.3	7.4	1.6	嫌気好気法	
B市	G処理場	4.2	5.70	4.28	36	18.22	0.05	0.04	擬似嫌気好気法	
C市	H処理場1系	305.7	5.20	3.47	37	3.15	1.08	4.52	嫌気好気法	
	H処理場2系	511.2	3.70	3.70	37	0.61	0.14	4.53	擬似？嫌気好気法 (余剰を初沈へ)	嫌気槽のエアーが結構多い。
	I処理場1系	6.5	7.90	5.93	23	3.75	0.13	4.75	嫌気好気法	↑標準活性汚泥法として計算
	I処理場2系	62.9	5.60	4.20	26	2.19	0.16	5.28	擬似嫌気好気法	
	J処理場1系	40.0	8.90	7.28	38	0.16	0.11	8.52	擬似嫌気好気法	
	J処理場2系	170.9	9.90	8.10	38	0.47	0.15	8.07	擬似嫌気好気法	
	K処理場	1543.3	11.00	8.25	35	0.18	3.42	3.60	嫌気好気法	
実験結果 SRT (day)	5	322.7	5.03	5.03	29	0.16	0.68	13.27	標準活性汚泥法	実験装置が小さいため過曝気
	7	59.1	6.63	6.63	29	0.15	0.12	14.56	標準活性汚泥法	実験装置が小さいため過曝気
	12	97.1	11.80	11.8	36	0.13	0.13	22.20	標準活性汚泥法	実験装置が小さいため過曝気
	20	50.0	20.20	20.2	36	0.10	0.04	23.12	標準活性汚泥法	実験装置が小さいため過曝気

※現地調査では、反応槽水面に直接チャンバーを浮かべ、ガスサンプリングを行った。

※ N_2O 量の単位の水量は、初沈流入水量を示す。 N_2O 量は、基本的に「ガス+末槽液相 N_2O 」の総和である。

※嫌気、無酸素槽と好気槽のガスを測定、さらに末槽の液中の N_2O 濃度の測定も行い、そのトータルを上に表示している。

※A県は独自に調査を実施していたため、提供過去データから計算した値である。

※嫌気好気法は嫌気槽を機械攪拌したものであり、擬似嫌気好気法は汚泥が旋回する程度のエアレーションで嫌気槽を攪拌しているものを示している。

データ数が少なく、判断が困難ではありますが、以上の結果から、 N_2O 排出量が急激に増える A-SRT の値として A-SRT6 日と仮定し、下水道統計から A-SRT6 日以上と未満の処理場の割合から排出係数を計算してみました。計算にあたっては、表5のデー

タの内、F 処理場（2，3 回目）は一時的な高排出条件であったことから、また、K 処理場のデータは N_2O 濃度が高く、一般的ではないと考えられたことから除きました。その結果は、全国の平均的な排出係数としては $163 \text{ mgN}_2\text{O}/\text{m}^3$ 、平成 12 年度排出量は約 $2 \text{ GgN}_2\text{O}/\text{年}$ と試算できます。上記の考え方によれば、実処理場の A-SRT を 6 日以上とすることで排出係数が小さくできます。しかし、低水温の下水処理を行っている地域であえて硝化抑制運転を行っている処理場においては、無理に SRT を伸ばすことで逆に中途半端な硝化状態になり N_2O 排出量が増える可能性があるため、処理場の状況に応じて判断することが必要と考えられます。

なお IPCC の Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Workbook に基づき、人からの排出原単位を算出すると $712 \text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ 程度になり、下水処理からの排出は、この値の 20% 強の値となります。IPCC に現時点で登録されている下水処理からの排出原単位は、ひとつだけで、その数値は $250 \text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ です。IPCC の Background Paper-Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories によると、概ね $32\sim650 \text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ とされています。すなわち、下水処理過程で汚水を処理することにより、未処理で自然の水域へ排出されるよりもはるかに N_2O の発生を抑えるのに役に立っており、さらに下水処理過程の中で、 N_2O を意識してコントロールする手法を導入することにより、全体として N_2O の発生を大幅に除去できる可能性があることがわかります。

6. 4、今後の進め方

昨年度は調査初年度であり、十分な実験数・実態調査数が確保できませんでした。今年度以降、以下の点に関して調査研究を進め、排出係数の決定、さらに対策技術を打ち出す予定にしています。

- ① 今回の実験に関しては、A-SRT を長く保てば N_2O の排出を低く抑えることが確認できた。しかし、データ数が少なすぎるため傾向がある程度のことしか示せなかった。そのため、今後詳細なデータを取り続けることで、 N_2O 排出量の増加が起る可能性のある A-SRT の区切りをはっきりすることが可能である。
- ② 「①の A-SRT のみ」の指標であると、 N_2O 排出量が増加する区間でも排出量が増えない処理場を分離できないため、さらに影響因子の解析が必要になる。次の段階として、現在多数処理場で行われている省エネ対策の低エアレーションにおける N_2O 排出の検討が必要である。流入水あたりのエア量、槽内 DO、ORP を影響因子と考え実験装置による検討を行う。
- ③ 上の①、②の実験を行うとともに、実処理場の調査を実施し、データの蓄積を行う。
- ④ 脱窒反応に関しては、上の硝化反応系の検討を行ったあとに、実験装置における検討を行う。 A_2O 法のような形式による脱窒反応、内生脱窒反応を対象とした検討を行う。影響因子としては ORP、水温であり、この項目は過去の研究でも指摘されている項目である。
- ⑤ 全国的な排出状況を算出するため、上記で得られた影響因子に関する、実処理場

における運転実態把握を行う。

なお既往の知見、平成 17 年度の調査結果と今後の予定についてとりまとめ、表 6 に示しておきます。

7. 自然エネルギーの利用

下水道施設の運転にはかなりの電気エネルギーが必要ですが、日本全国の処理施設の使用電力量の使用実態を、単位水処理水量で整理してみると表 6 のようになります。

表 6 規模別単位水量当、消費電力

処理場規模	箇所数	処理水量計	電力消費量計	単位水量当消費電力1	単位水量当消費電力2
m3/日	箇所	千m3/日	Kwh/日	Kwh/m3	Kwh/m3
1000未満	102	74428	79	1.06	1.07
1000-3000	167	305856	241	0.79	0.83
3000-10000	152	891464	587	0.66	0.67
10000-30000	137	2425607	1202	0.50	0.50
30000-100000	103	5235455	2206	0.42	0.43
100000-	58	12847497	3944	0.31	0.32
	719	21780307	8258	0.38	0.67

単位水量当消費電力量については、合計値から計算したものを1に、各処理場の単位水量当消費電力量を平均したものを2に示した。

この使用電力の一部をまかなうために、風力や太陽光発電を行うことが考えられます。環境先進国と言われるドイツでは風力発電はすごい勢いで設置されており 2004 年末で 16,628MW という世界でも最大の発電量となっています。すでに風力発電は、売電価格と同等程度の発電単価を実現できており、自然エネルギーを利用した発電ではもっとも大規模な実用化が展開してゆくものとなっています。

下水道施設は風力発電施設が建設可能な用地がある場所が多く、海岸近くや河川沿いの比較的風の条件のよい場所に設置されているところが多く、地球環境対策として風力発電を今後の対策案のひとつとして考えてゆくことが可能です。

風力発電は、風任せの発電で安定した電力供給ができませんので、既存電力供給とあわせて実施することになります。発電電力量が使用電力量を上回った場合には、電力会社に余剰電力を売却し、足りないときは電力会社から不足する電力を購入します。余剰電力の売却単価は、電力会社により異なりますが、購入単価と同じ単価を適用する電力会社もあります。

風力発電を行う場合には、施設の稼働率が問題になります。通常、稼働率を 17%以上確保しないと、発電単価が高くなり実用化できないといわれています。そこで稼働率 20%で 1000kw の発電能力をもつ風力発電施設を 1000m³/日の処理能力を持つ処理場に設置したと考えると、その収支を考えてみます。

風力発電により発電できる電力量は、日平均で 1000kw×20%×24 時間＝4800kwh、一

表6 下水処理過程からのN₂O排出に関する既往の知見と課題

主な影響因子		既往の知見	不明な点	国総研における平成17年度以降の調査		
				H17調査	今後の調査	
硝化反応	硝化状態	・ 完全硝化状態から非完全硝化への移行、その逆、さらに硝化促進時にはNH4-N残存、硝化抑制時にはNO3-Nの発生時にN2O排出量が急激に増加する。 ・ 硝化反応の速度により、N2O発生速度が支配されている。	—	—	—	—
	A-SRT、MLSS	・ SRTを長く、MLSS濃度を高くし、硝化率を高くしたもち、かつ脱窒反応と連動させることで、N2O排出を抑制する可能性がある。	・ 定量的な知見が不十分	・ SRTが5〜7日の短い場合にN2O排出量が急激に上昇し、323mgN2O-N/m3を示した。その際、N2Oの前駆物質であるNO2-N濃度が上昇した。	・ 引き続き実験、実態調査を実施し、影響因子を明らかにすることで排出係数を明らかにするとともに、排出抑制手法の検討を行う。	・ 全国的な排出状況を算出するため、影響因子に関する実処理場における運転実態把握を行う。また、基準年における運転実態について類推するための検討を行う。
	水温	・ 硝化状態が安定している期間のN2O排出量は、高温期の硝化抑制で1.8mgN2O-N/m3、硝化促進で18.3 mgN2O-N/m3、低温期の硝化抑制で14.0 mgN2O-N/m3、硝化促進で55.3 mgN2O-N/m3であった。	・ 硝化が不安定な状態での知見が不十分	・ 実験、実態調査のバックデータのの一つとしてデータを収集。		
	DO	—	・ 反応槽の送風量やDOレベルがN2Oの排出に影響を与えると考えられるが、明確な知見は得られていない。	(下水道統計で基準年排出値の算出のための基礎データがないため、優先度を下げた)		
脱窒反応	ORP	・ ORPが上昇した場合に排出量が増加した。	・ 常に連動するわけではなく、ORPが高い場合でも低い排出量の場合もあり、明確な知見は得られていない。	(全国的なデータの算出にあたっては、好気的な条件での排出量の算出を優先せざるを得ず、優先度を下げた)	・ 硝化反応に起因するN2O排出影響因子に関する実験に引き続き、脱窒反応に関する実験を行う。	
	水温	・ 脱窒反応経由のN2O排出量は、高温期に比べ低温期で14倍の排出があった。0.60gN2O-N/m3であった。	・ 定量的な知見が不十分			
	有機物負荷	—	・ 脱窒反応速度に影響するため、N2Oの排出にも影響を与えると考えられるが、明確な知見は得られていない。			
その他		・ 硝化反応経由の方が脱窒反応経由のN2O排出量に比べ4.5倍の排出量があった。 ・ N2Oの発生は、最初沈殿池、最終沈殿池に比べ、反応槽からの排出量が卓越していた。	—	—	—	—

方このクラスの処理場で平均的に使用される電力量は $1000 \text{ m}^3/\text{日} \times 1\text{kwh}/\text{m}^3 = 1000\text{kwh}$ となります。したがって収支では、使用電力量を大きく上回って発電可能であり、また余剰電力量を売却して収入を得ることが可能です。このような、メリットを考えると風力発電が可能なところでは積極的に導入を図り、地球環境対策に大きく貢献できるとともに、維持管理に必要な収入さえ得ることができます。

8. まとめ

平成 17 年 2 月に京都議定書が発効し先進国は温暖化ガスの削減に本格的に取り組んでいます。日本に割り当てられた削減目標は 1990 年に比較して 6 % 減となっています。日本ではすでに「地球温暖化対策の推進に関する法律」が 1998 年に公布され、国・自治体・事業者などがそれぞれの立場で温暖化ガスの排出削減に取り組んでいます。下水道事業からの温暖化ガスの排出量は、自治体の事業部門の中ではかなり大きくなっています。千葉市の例では、市の 7 % ほどのシェアになっており他の都市でも同様な状況と考えられます。

下水道事業からの温暖化ガスは 7 割程度が二酸化炭素で、残りの 3 割はほとんど一酸化二窒素です。一酸化二窒素は同じ重量の炭酸ガスの 310 倍の温暖化効果があり、この対策も重要です。二酸化炭素対策は主として省エネルギー対策として進めることで維持管理費削減にもつながりインセンティブが働き対策が進むことが期待できます。一方、一酸化二窒素は焼却炉と水処理過程から発生することが知られています。焼却炉から発生する一酸化二窒素対策としては、焼却温度を 850°C 以上の高温に保つことで減ることが過去の国総研（旧土木研究所）の調査でわかっており、現在この方向で対策が講じられているところです。水処理過程からの一酸化二窒素の発生については、さまざまなパラメータが絡んでおりとりあえず SRT が大きく支配をしていることが昨年度の調査からわかってきました。その他影響を与えるパラメータとしていくつかの因子をあげて調査を継続しているところです。全体的な方向としては、硝化を促進して行く方向にあり、高度処理の位置づけや、処理場からの放流水基準にもかかわってくる可能性があります。

風力発電が省エネルギーの観点から有効であり、余剰電力量の売却による収入を得ることも可能で導入のインセンティブとしても働くと考えられます。

参考文献

- 1) 水落等：生物学的嫌気好気活性汚泥法における N_2O 発生に及ぼす SRT、DO の影響、水環境学会、22-2、145-151
- 2) 鈴木等：固定化担体を用いた窒素除去法からの温室効果ガスの放出特性、第 8 回地球環境シンポジウム講演論文集、217-222
- 3) 水落等：地球温暖化ガス CH_4 、 N_2O の標準活性汚泥法および嫌気・無酸素・好気法における放出量の比較解析、日本水処理生物学会誌、35-2、109-119
- 4) 花木等：都市下水の脱窒過程での亜酸化窒素の突発的な発生、水環境学会誌、24-7、473-476