

低炭素型住宅へ向けた雨水利用の可能性

—住宅における用途別雨水利用を目的とした屋根排水の水質評価—

主査 村上 道夫*¹

委員 稲葉 愛美*², 原本 英司*³, 韋 希聞*⁴, 中村 高志*⁵, 屋井 裕幸*⁶, 片山 浩之*⁷,
古米 弘明*⁸, 中谷 隼*⁹, 佐野 翔一*¹⁰

本研究では、貯留雨水や屋根排水中の水質評価を通じて、雨水の用途別利用可能性と CO₂ 排出量削減効果を評価した。貯留雨水では、ノロウイルス GI・GII などのウイルスやクリプトスポリジウムなどの原虫が検出されなかった一方、洗濯物などへの着色障害をもたらすレベルの Cu 汚染や鳥などの糞に由来すると考えられる NO₃ 汚染が生じた地点もあった。屋根排水中の NO₃ 濃度は流出量 0.8 mm までに速やかに低下し、初期流出水の排除が貯留雨水の水質向上に寄与することが確認された。雨水利用による CO₂ 排出量削減効果を評価したところ、トイレ用水と壁面散水として利用することで、CO₂ 排出の削減に効果的であることが示された。

キーワード : 1) 雨水利用, 2) 屋根排水, 3) 水質評価, 4) 用途別水利用, 5) 低炭素型住宅, 6) 気候変動,
7) 二酸化炭素, 8) 病原性微生物, 9) 重金属, 10) 硝酸イオン

Potentials of Rain Water Utilization towards Low Carbon Housings

— Evaluation of Water Quality in Roof Runoff for Rain Water Utilization —

Ch. Michio Murakami

Mem. Mamami Inaba, Eiji Haramoto, Xiwen Wei, Takashi Nakamura, Hiroyuki Okui, Hiroyuki Katayama,
Hiroaki Furumai, Jun Nakatani and Shoichi Sano

In this study, we evaluated water quality in roof runoff and harvested rain waters to assess potentials of rain water utilization and reduction of CO₂ emissions. While pathogens such as noroviruses (GI, GII) and *cryptosporidium* were not detected from all the rain waters, some waters were contaminated by NO₃, possibly owing to bird feces. NO₃ concentrations in roof runoff rapidly decreased with runoff volume, showing elimination of 0.8 mm of initial runoff is useful to improve the harvested rain water quality. The use of harvested rain water as toilet flushing and sprinkling to housing walls can effectively reduce CO₂ emissions.

1. はじめに

将来的な気候変動によって、降雨量の減少に伴う渇水リスクや短期集中型の豪雨の頻発による洪水リスクが増大することが懸念されている中で、雨水貯留は重要な役割を担うと考えられる。雨水貯留とは、主に屋根排水を雨水貯留槽に貯留し、トイレ用水や散水用水などの様々な用途に利用するものである。雨水貯留には、水道水使用量の節約、雨水流出抑制による洪水制御、災害時などにおける消火用水や非常時生活用水としての利用、ヒートアイランド対策としての散水利用や CO₂ 排出量削減といった様々な機能がある。

節水や雨水流出抑制を目的とした雨水貯留は、1980 年前後より、東京、福岡、瀬戸内地方、島嶼地域など

様々な地域で導入された¹⁾。東京都全域の業務系および住宅系の建築物全てに 60 mm の貯留能をもつ雨水貯留システムを導入した場合、水道水使用量の 10% の削減効果と 25% の下水道への流出量の減少をもたらすとの算定結果²⁾や、4 mm の貯留能をもつ雨水貯留システムを導入すると、合流式下水道からの未処理越流水が 7% 減少するとの試算結果³⁾がある。

東京都墨田区では、木造住宅と狭い道路が密集するために消防車の侵入が難しく、非常時の消火用水不足が懸念された背景から、初期消火用の水源確保のために路地尊（屋根に降った雨を広場などの貯留槽に貯める施設）が設置され、平時には散水などに用いられている¹⁾。

ヒートアイランド緩和を目的とした雨水貯留の散水は、

*¹ 東京大学総括プロジェクト機構「水の知」（サントリー）総括寄付講座 特任講師 *² 東京大学大学院工学系研究科附属水環境制御研究センター 特任研究員
*³ 山梨大学大学院医学工学総合研究部附属国際流域環境研究センター 助教 *⁴ 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻 修士 2 年 *⁵ 山梨大学大学院医学工学総合研究部附属国際流域環境研究センター 特任助教 *⁶ 社団法人 雨水貯留浸透技術協会 技術第二部 部長 *⁷ 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻 准教授 *⁸ 東京大学大学院工学系研究科附属水環境制御研究センター 教授 *⁹ 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻 助教 *¹⁰ 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻 修士 2 年 (当時)

新橋駅西口駅前広場や三鷹駅前において実施例があり、アスファルト舗装に比べ最大 13～19 °C の路面温度の低減効果があると報告されている⁴⁾。2012 年に開業予定の東京スカイツリーでも、2635 m³ の大型雨水貯留施設が設置され、トイレ用水や防火用水のほかに、ヒートアイランド対策を目的とした散水の用途も組み込まれている⁵⁾。

雨水貯留による CO₂ 排出量削減としては、国内初のカーボンニュートラルステーションへの取り組みを実施する大阪府摂津市摂津駅において、雨水をトイレ洗浄水や緑地散水に用いることによる水道水の節約を CO₂ 排出量削減の一つとして計上している事例が挙げられる⁶⁾。

そのような背景の中で、国内外において、雨水利用システムの法制化や規格化への取り組みが始まっている。韓国では、ソウル市などにおいて雨水利用施設の導入事例が進んでおり⁷⁾、2011 年 6 月に雨水・再生水利用に関する法律が施行された。ドイツでは、雨水利用についてドイツ工業規格の基準を有しており、雨水貯留に関する製品群の拡充や部品の改良が進んでいる一方で、ウイルスなどの衛生面の懸念が指摘されており、洗濯用水としての利用の可否が EU 規格や ISO 規格への発展の上での争点の一つとなっている⁸⁾。日本では、2008 年 4 月から、日本建築学会において、雨水利用システム規格の作成に取り組んでおり、2011 年 7 月に「雨水活用建築ガイドライン」が発行され、用途に応じた貯留雨水の処理方法が提案されている⁹⁾。

都市化などに伴う雨水や屋根排水の汚染は、その利用の上で障害となるものである。屋根排水は、雨水そのものの汚染に加え、屋根材や塗料からの溶出や大気中の浮遊粉塵の乾性沈着による汚染も含まれる。水利用の用途に応じて要求される水質レベルは異なるが、比較的良好な水質を必要としない洗濯用水や風呂用水においても、屋根材の種類によっては、屋根排水中に高濃度の Zn や Mn などを含むことで利用の障害となる場合がある¹⁰⁾。

また、健康関連微生物による屋根排水や貯留雨水の汚染も報告されており、貯留雨水からサルモネラ種や塩素消毒に耐性のあるクリプトスポリジウム種が検出された事例もある^{11, 12)}。風速と屋根排水中の微生物汚染には密接な関係性があり、大気中の浮遊粉塵に付着した微生物が屋根面へ堆積することで汚染を招くとの指摘もある¹³⁾。水資源の脆弱性が高い途上国においては、水需要の

増大に対応するために、水道水源の代替としても雨水利用が関心を集めており、また、我が国においても、災害などの非常時における水道水源の代替としても期待されているが、これらの健康関連微生物などによる汚染は、飲用利用に伴って健康被害をもたらす可能性がある。

そこで、本研究では、まず、貯留雨水中の化学物質および健康関連微生物を包括的に測定し、屋根材と水質の関係を評価した。特に、建築物衛生法の水質基準となっている項目だけでなく、洗濯用水や風呂用水の利用上の障害をもたらす Zn, Al, Fe, Cu, Mn, 硬度を対象とし、さらに、飲用利用の上で急性毒性影響をもたらすウイルス、原虫などの健康関連微生物や幼児へのメトヘモグロビン血症をもたらす NO₂ および NO₃ イオンの測定も行った。NO₃ イオンの起源を明らかにするために、窒素・酸素安定同位体比を測定した。

次に、初期流出水を連続的に採取し、流出に伴う屋根排水の水質の変動の解析と、初期流出水の排除が貯留雨水の水質に与える影響の評価を行った。さらに、屋根排水への汚染機構を明らかにするために、先行晴天条件（降雨条件、風など）との関係性を調査した。

最後に、貯留雨水を、トイレ用水、洗濯用水、壁面散水に用いた時の CO₂ 排出量削減効果を評価した。

2. 実験方法

2.1 サンプルング地点

貯留雨水および屋根排水のサンプルング地点の情報を表 2-1 に示す。化学物質および健康関連微生物の包括的分析を目的とした貯留雨水のサンプルングは、集水面積、貯留容量、屋根材質の異なる墨田区内の 5 地点、7 か所（地点 1～5）の雨水貯留槽から 2011 年 2 月 4 日および 7 月 4 日に実施した。地点 2 では、集水面と異なる屋根の材質に応じて、別々の貯留槽に雨水を貯留しており、利用用途を区別していた。

屋根排水および貯留雨水の長期連続調査は、横浜市内の地点 6 にて 2010 年 9 月～10 月の計 9 降雨を対象に実施した。屋根排水の流出先に、9 つの 1 L ボトル、1 つの 3 L ボトルを設置し、計 0.8 mm までの初期屋根排水を連続的に採取した（図 2-1）。0.8 mm 以降の屋根排水は 150 L の貯留槽に流入するように設置されており、降雨ごとに貯留雨水を採取した。地点 6 には、気象観測計（Davis 社製、Vintage Pro）を設置し、降雨量、風

表 2-1 採水地点の概要

	集水面積 (m ²)	貯留容量 (m ³)	屋根材質	利用用途
地点 1	40	9	コンクリート・非歩行性ウレタン防水加工	消防用水、散水など
地点 2-1	45	0.25	粘土瓦・銅	散水
地点 2-2	100	3	コンクリート	トイレ洗浄水、散水、洗車水、親水用水
地点 2-3	120	0.2	粘土瓦・銅	散水
地点 3	600	54	アスファルト・コンクリートブロック	消防用水、トイレ洗浄水
地点 4	5035	1000	アスファルト・コンクリートブロック	消防用水、トイレ洗浄水
地点 5	5569	696	アスファルト・コンクリートブロック	トイレ洗浄水、外壁緑化散水
地点 6	15	0.15	スレート葺き	散水、洗車水



図 2-1 屋根排水の連続採水

向，風速を連続観測した。先行晴天期間中に屋根面に向かって吹いた累積風量を風向，風速，屋根面の勾配から算出した。対象降雨の降雨条件および気象条件を表 2-2 に示す。

2.2 水質分析方法

地点 1～5 の貯留雨水から，pH，臭気，外観，電気伝導度，濁度，色度，大腸菌，大腸菌群，アデノウイルス，アイチウイルス，エンテロウイルス，ノロウイルス GI，ノロウイルス GII，クリプトスポリジウム，ジアルジア，F 特異大腸菌ファージ，B，Na，Mg，Al，K，Ca，Cr，Mn，Fe，Ni，Cu，Zn，As，Cd，Ba，Pb，溶存有機炭素（DOC），Cl，Br，PO₄，SO₄，NH₃，NO₂，NO₃，全窒素（TN），NO₃ イオンの窒素・酸素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ ， $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ ）を測定した。地点 6 の屋根排水および貯留雨水からは，NH₃，NO₃，NO₃ イオンの窒素・酸素安定同位体比を測定した。

pH および電気伝導度は電極法で測定した。臭気および外観は目視と試臭による官能試験を実施した。濁度および色度は，濁色度計（オプテックス社製，AQUA DOCTOR）を用いて測定した。大腸菌および大腸菌群は，試液 1 mL および 100 mL をフィルター（ADVANTEC 社製，孔径 0.45 μm ）に通水し，大腸菌培地 m-ColiBlue 24 Broth（HACH 社製）を添加後，37 $^{\circ}\text{C}$ で 18～24 時間培養して生成したコロニー数をカウントした。

ウイルス濃縮法は，陰電荷膜吸着・酸洗浄・アルカリ誘出法¹⁴⁾に従って行った。試料量 4～10 L に対し，MgCl₂ を添加し，HA 膜（Millipore 社製，孔径 0.45 μm ）で濾過した。フィルターを 200 mL の 0.5 mM H₂SO₄（pH 3.0）で濾過・洗浄し，1 mM NaOH（pH 10.5～10.8）でウイルスを誘出し，100 mM H₂SO₄（pH 1.0）および 100x Tris-EDTA buffer（pH 8.0）で中和した。一次濃縮液を Centriprep YM-50（Millipore 社製）に添加し，2500 rpm，10 分で 2 回の遠心分離を行い，二次濃縮液を得た。二次濃縮液からのウイルス RNA および DNA の抽出は，それぞれ QIAamp viral RNA Mini kit と QIAamp DNA Mini kit（Qiagen 社製）を用いた。cDNA の合成は，High Capacity cDNA Reverse Transcription Kit（Applied Biosystems 社製）の反応液に，10 μL の抽出 RNA を添加し，逆転転写反応を行った。cDNA および DNA の濃度は，ABI PRISM 7500 sequence detection system（Applied Biosystems 社製）を用いた real-time PCR で，アデノウイルス，アイチウイルス，エンテロウイルス，ノロウイルス GI およびノロウイルス GII を既報^{14～16)}に従い定量した。

また，ウイルス濃縮後の膜から濁質を回収して免疫磁気ビーズ法と直接抗体染色法¹⁷⁾に供し，蛍光顕微鏡を用いて原虫（クリプトスポリジウムおよびジアルジア）を測定した。F 特異大腸菌ファージは，*Salmonella enterica* serovar Typhimurium WG49 を宿主菌に用いたブラック法¹⁸⁾によって測定した。

金属類（B，Na，Mg，Al，K，Ca，Cr，Mn，Fe，Ni，Cu，Zn，As，Cd，Ba，Pb）は PTFE メンブレンフィルター（ADVANTEC 社製，孔径 0.45 μm ）を用いてろ過し，硝酸を添加後，誘導結合プラズマ質量分析装置（Agilent 社製，7500cx/MassHunter）で，H₂または He をリアクションガスとして，Sc，Y，Ir を内標準物質として用いて測定した。

DOC および TN は同ろ液を，TOC 測定装置（島津社製，TOC-V）にて測定した。NO₂，NO₃，Cl，Br，PO₄，SO₄ は，同ろ液をイオンクロマトグラフ（横河社製，IC-7000）で測定した。NH₃ は，同ろ液を対象にアンモニア試薬 AmVerTM（Hach 社製）を用いてサリチレート法にて測定した。NO₃ イオンの窒素・酸素安定同位体比は，同ろ液

表 2-2 降雨・気象条件（地点 6）

	降雨開始時刻	降雨終了時刻	降雨量(mm)	先行晴天時間(時間)	先行降雨量(mm)	先行晴天時累積風量(m ³)
降雨1	2010/9/15 19:10	2010/9/17 1:40	59.2	14.3	21.0	4400
降雨2	2010/9/24 23:50	2010/9/25 6:20	9.2	21.5	64.0	13700
降雨3	2010/9/30 7:10	2010/9/30 20:00	11.2	42.0	109.2	12000
降雨4	2010/10/4 1:40	2010/10/4 13:20	3.4	77.7	11.2	9500
降雨5	2010/10/13 2:10	2010/10/13 2:50	1.4	62.2	76.6	12000
降雨6	2010/10/24 16:50	2010/10/25 4:00	13.8	73.2	3.0	8800
降雨7	2010/10/25 23:20	2010/10/26 7:10	1.8	19.3	13.8	0
降雨8	2010/10/28 8:00	2010/10/29 0:00	27.8	40.0	0.2	41100
降雨9	2010/10/30 2:00	2010/10/30 20:00	46.0	26.0	27.8	3500

を対象に、脱窒菌法による前処理^{19, 20)}を行い、自動濃縮装置を直結した安定同位体比質量分析計を用いて分析した。

2.3 雨水利用によるCO₂排出量削減効果の評価

雨水利用の例として、集水面積 100 m² の屋根からの排水を貯留して利用した際の CO₂ 排出量の削減効果を検討した。3.2. の結果を考慮し、降雨開始から 1 mm までの初期屋根排水を排除し、1 mm 以降の屋根排水を貯留可能量まで回収し、貯留可能量を越えた排水は下水道へ流出するものとした。貯留可能量は、0.2, 0.5, 1, 2, 4, 6, 8, 10 m³ の場合を想定した。降雨としては、東京の日ごとの降雨データ²¹⁾を用いた。1981～2010 年のうち、年間降水量の最も少ない 1984 年（渇水年, 879.5 mm）、平均的な 1985 年（平水年, 1516.5 mm）、最も多い 1991 年（豊水年, 2042 mm）のデータを用いた。雨水利用として、トイレ用水のみ、トイレ用水および洗濯用水、トイレ用水および壁面散水の 3 つの利用方法を設定した。貯留した雨水を優先的にトイレ用水や洗濯用水として使い、貯留量がなくなったときに雨水以外の水源から供給されるものとした。また、貯留雨水のトイレ用水と壁面散水の併用利用の際には、トイレ用水として優先的に使用し、壁面散水として必要な水量以上の貯留量が残っているときに壁面散水を行うことができると考えた。ここでは、4 人家族と設定し、トイレ用水使用量を 67 L/日/人、洗濯用水使用量を 41 L/日/人²²⁾とした。壁面散水は、ヒートアイランド緩和のために、7～9 月の間に 800 L/日²³⁾だけ貯留雨水を利用するとした。

トイレ用水および洗濯用水への雨水利用については、上水道使用量の減少による CO₂ 排出量の削減効果を算出した。上水道の使用に伴うエネルギー消費量として、東京都上水道における取水、浄水処理、配水に必要なエネルギー消費量の原単位として 480 Wh/m³を用いた²⁴⁾。雨水利用の際には、揚程 12 m、汲み上げ量 21.5 L/分、出力 150 W のポンプ²⁵⁾を用いることを想定し、116 Wh/m³のエネルギー消費が生じると考え、このエネルギー消費量の差を雨水利用による効果と考えた。CO₂ 排出の原単位は、公共電力の原単位として 0.479 kg-CO₂/kWh（平成 16～20 年度の日本平均値）を用いた²⁶⁾。なお、貯留雨水は、利用前に塩素を注入する場合もあるが、上述の条件から得られる上水道の使用による CO₂ 排出量が 0.23 kg-CO₂/m³であるのに対し、次亜塩素酸ナトリウム添加による CO₂ 排出量は 0.0026 kg-CO₂/m³と 2 ケタ近く低い²⁶⁾ため、無視できると考えた。

壁面散水への雨水利用については、熱負荷の削減に伴う CO₂ 排出量の削減効果を算出した。土地面積 100 m²、3 階建て建物を対象に 800 L/日の地下水を壁面散水し

た場合には、熱負荷の削減によって 4070 Wh/日の効果があるとの報告がある（揚水から散水利用に伴うエネルギー消費を含む。室内空調時間帯は 9:00～18:00 とする）²³⁾。貯留雨水についても同様の効果があると考えて、上述の CO₂ 原単位を用いて壁面散水による CO₂ 排出量削減量を求めた。

3. 結果と考察

3.1 貯留雨水の水質分析結果

1) 洗濯用水および風呂用水としての評価

表 3-1 に地点 1～5 の貯留雨水の水質結果を示す。

まず、貯留雨水を洗濯用水や風呂用水として用いた時の利水障害の有無を評価した。水道水質基準では、基準値の根拠としてヒトへの毒性影響のみならず、洗濯用水や風呂用水としての利用上の障害をもたらす項目とその濃度レベルも示されている²⁷⁾。例えば、Zn は、1 mg/L 以上で湯にすると白く濁り、お茶の味を損なう例があり、5 mg/L 以上で風呂などにくみ置きすると表面に油膜が浮くことが報告されている²⁷⁾。水道水質基準としては、味覚および色の観点から 1 mg/L 以下と定められているが、洗濯用水や風呂用水としての利用は 5 mg/L 以下であることが望ましいと考えられる。本調査で得られた最大 0.28 mg/L であり、それよりも 1 桁以上低かった。Fe は、0.3 mg/L 以上で洗濯物にしみが生じることがある²⁷⁾が、本調査の範囲では 0.3 mg/L を超過するものはなかった。同様に Mn は、0.1 mg/L を越える濃度で洗濯物を汚す可能性がある²⁷⁾が、本調査の最大値は 0.043 mg/L であり、それよりも低かった。

硬度は、石けんの泡立ちなどへの影響を防止する観点から水道水質基準値として 300 mg/L 以下と設定されている²⁷⁾。貯留雨水の硬度は、最大 86 mg/L であり、それよりも低かった。屋根材に粘土瓦・銅を用いた地点 2-1 および 2-3 の硬度が最大 5.1 mg/L であったのに対し、コンクリートを屋根材質に用いた他の地点ではそれよりも硬度が高く、東京都朝霞浄水場の浄水の平均硬度 78 mg/L²⁸⁾と同程度かそれよりも高い場合もあった。硬度の高い地点は硬度の低い地点よりも pH が高く、コンクリートからアルカリ成分の溶出が生じていると考えられた。雨水は、硬度が低いために洗濯用水として用いた際の洗剤消費量が少ないことが利点として挙げられている¹⁾が、屋根材質によっては水道水と同程度かそれ以上の硬度となる場合があることが明らかとなった。

0.1～0.2 mg/L 程度を越える Al が存在する場合において、低濃度の鉄が水の色の変色を起こすことがある²⁷⁾。着色の観点から、0.2 mg/L 以上の Al は洗濯用水への利水の障害をもたらすと考えられるが、本調査では、最大 0.29 mg/L を示した貯留雨水があった。Cu は、1 mg/L を超えると洗濯物への着色が生じる²⁷⁾が、地点 2-

表 3-1 貯留雨水の水質（地点 1~5）（最小値-最大値）

	単位	地点1	地点2-1	地点2-2	地点2-3	地点3	地点4	地点5
pH	-	6.96 - 8.91	4.76 - 6.01	7.38 - 7.80	4.97 - 6.08	7.80 - 7.92	7.24 - 7.65	7.81 - 8.18
臭気	-	異常でない	異常でない	異常でない	異常でない	—	異常でない	異常でない
外観	-	無色透明	無色透明	無色透明	無色透明	—	無色透明	無色透明
電気伝導度	mS/m	5.49 - 5.90	4.46 - 4.52	7.73 - 10.59	3.83 - 4.93	30.0 - 42.6	19.52 - 31.6	11.29 - 36.1
濁度	度	0.3 - 2.5	2.2 - 3.5	0.8 - 2.0	1.3 - 1.5	—	0 - 7.5	0 - 4.0
色度	度	0.2 - 2.0	0.7 - 5.5	0.4 - 3.5	0.1 - 3.0	—	0 - 5.0	0.5 - 2.0
大腸菌	CFU/100 mL	不検出	不検出	不検出 - 10	不検出	不検出	2.25 - 16.5	不検出
大腸菌群	CFU/100 mL	1.5 - 4.5	0.5 - 2	2 - 1035	不検出 - 17.5	17 - 155	26.8 - 212	0.5 - 10
アデノウイルス	virus genome/L	不検出	不検出	不検出	不検出	—	不検出	不検出
アイチウイルス	virus genome/L	不検出	不検出	不検出	不検出	—	不検出	不検出
エンテロウイルス	virus genome/L	不検出	不検出	不検出	不検出	—	不検出	不検出
ノロウイルスGI	virus genome/L	不検出	不検出	不検出	不検出	—	不検出	不検出
ノロウイルスGII	virus genome/L	不検出	不検出	不検出	不検出	—	不検出	不検出
クリプトスポリジウム	oocyst/L	< 0.11 - < 0.13	< 0.25	< 0.10 - < 0.13	< 0.10 - < 0.14	—	< 0.10	< 0.10 - < 0.17
ジアルジア	cyst/L	< 0.11 - < 0.13	< 0.25	< 0.10 - < 0.13	< 0.10 - < 0.14	—	< 0.10	< 0.10 - < 0.17
F特異大腸菌ファージ	PFU/mL	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	—	< 0.05	< 0.05
B	μg/L	6.4 - 9.4	9.2 - 12	15	8.1 - 9.9	82 - 100	24 - 29	21 - 84
Na	mg/L	2.0 - 2.1	0.94 - 1.9	2.9 - 4.1	1.4 - 1.5	56 - 82	4.7 - 9.4	7.1 - 27
Mg	μg/L	170 - 200	250 - 320	510 - 560	250 - 350	57 - 440	790 - 1700	780 - 6100
Al	μg/L	47 - 120	10 - 50	10 - 42	32 - 71	110 - 290	13 - 25	7.9 - 36
K	mg/L	0.92 - 0.93	0.34 - 0.53	0.76 - 0.92	0.19 - 0.31	29 - 50	2.1 - 3.9	4.5 - 5.6
Ca	mg/L	4.7 - 6.7	1.3 - 1.5	7.4 - 8.9	1.3 - 1.5	9.9 - 13	24 - 32	9.6 - 21
Cr	μg/L	0.2 - 0.3	< 0.1	0.2 - 0.4	0.1	0.1 - 0.5	0.3 - 1.4	0.2 - 0.3
Mn	μg/L	1.4 - 5.7	14 - 27	3.7 - 8.4	27 - 43	0.2 - 0.3	0.1 - 1.6	0.3 - 0.5
Fe	μg/L	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50 - 170	< 50
Ni	μg/L	0.2 - 0.3	2.5 - 6.7	0.8 - 1.4	1.9 - 2.1	4.9 - 6.3	0.5 - 0.9	0.3 - 1.3
Cu	μg/L	1.2 - 1.7	1700 - 3000	12	520 - 1300	8.4 - 13	3.0 - 3.9	4.9 - 7.0
Zn	μg/L	29 - 120	240 - 280	38 - 67	95 - 100	1.6 - 37	40 - 78	100 - 160
As	μg/L	0.2 - 0.5	0.2 - 0.3	0.4	0.2	4.3 - 6.9	1.0 - 1.4	0.5 - 0.6
Cd	μg/L	< 0.1	0.2	0.1	0.2 - 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Ba	μg/L	3.7 - 6.5	7.4 - 7.7	6.4 - 9.0	5.9 - 6.6	5.9 - 8.7	7.8 - 11	5.5 - 17
Pb	μg/L	0.8 - 4.1	1.9 - 15	0.2 - 0.3	8.8 - 31	< 0.1 - 0.2	< 0.1	0.1
硬度	mg/L	12 - 18	4.3 - 5.1	21 - 24	4.3 - 5.1	26 - 34	64 - 86	27 - 78
DOC	mg/L	0.9 - 0.9	1.2 - 1.7	1.3 - 2.0	0.7 - 1.2	6.2 - 7.3	1.6 - 2.0	1.7 - 1.8
Cl	mg/L	1.6 - 1.7	1.6 - 3.1	3.6 - 6.0	1.5 - 2.1	8.8 - 17.5	4.1 - 11.0	3.3 - 32.9
Br	mg/L	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1 - 0.2	< 0.1	< 0.1
PO ₄	mg/L	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1 - 0.2	< 0.1 - 0.1
SO ₄	mg/L	2.3 - 3.1	4.9 - 5.4	7.9 - 8.1	3.9 - 4.4	64.9 - 81.2	28.5 - 67.1	6.0 - 44.6
NH ₃	mgN/L	< 0.03	0.07 - 0.97	0.03 - 0.13	0.09 - 0.46	< 0.03	< 0.03	< 0.03
NO ₂	mgN/L	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
NO ₃	mgN/L	0.88 - 1.06	1.34 - 1.38	1.67 - 2.71	1.27 - 1.70	3.78 - 6.76	0.99 - 1.21	0.90 - 2.93
TN	mgN/L	1.01 - 1.21	1.66 - 2.43	2.13 - 3.04	1.85 - 2.01	4.68 - 8.44	1.26 - 1.38	1.16 - 3.28

1 および 2-3 の貯留雨水から 1 mg/L を超過する Cu が検出された。これらの地点では下屋部分に Cu を用いていることが高濃度の Cu 汚染の原因であると推察された。このような高濃度の Cu は魚類への急性毒性をもたらすレベル²⁹⁾だが、本地点では、Cu 濃度レベルの低い地点 2-2（屋根材質：コンクリート）で集水した貯留雨水を魚類の生息する池の水に用いており、濃度レベルの高い地点 2-1 とおよび 2-3 の貯留雨水は親水用水として用いていないとのことであった。水質に応じた用途利用の実例と言える。

2) 非常時における飲料用水として評価

次に、非常時など、飲用利用に用いたときの急性毒性の観点から評価した。ここでは、水系感染をもたらす健康関連微生物（大腸菌、大腸菌群、アデノウイルス、アイチウイルス、エンテロウイルス、ノロウイルス GI、ノロウイルス GII、クリプトスポリジウム、ジアルジア、F 特異大腸菌ファージ）や幼児へのメトヘモグロビン血症をもたらす NO₂ および NO₃ イオンを取り上げた。大腸菌は地点 2-2 および地点 4 から、大腸菌群は全ての地点から検出された。このことから、貯留雨水の飲用利用においては塩素消毒が必要であることが確認された。調

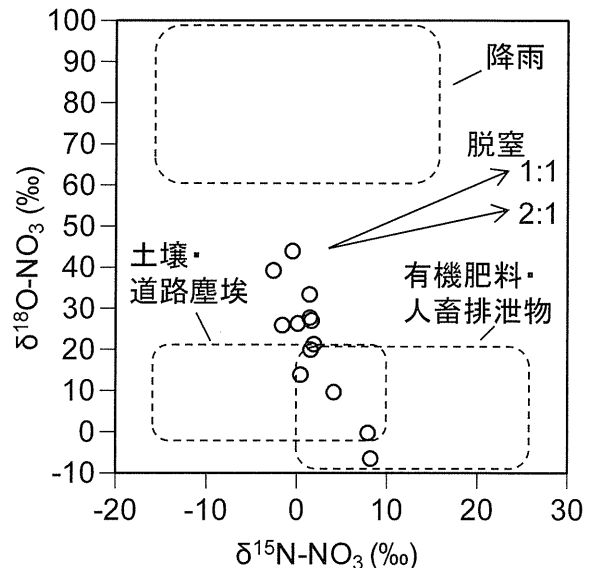


図 3-1 貯留雨水の NO₃ イオンの窒素・酸素安定同位体比（地点 1~5）

査の範囲では、全てのウイルス・ウイルス指標（アデノウイルス、アイチウイルス、エンテロウイルス、ノロウイルス GI、ノロウイルス GII、F 特異大腸菌ファージ）および原虫（クリプトスポリジウム、ジアルジア）が検

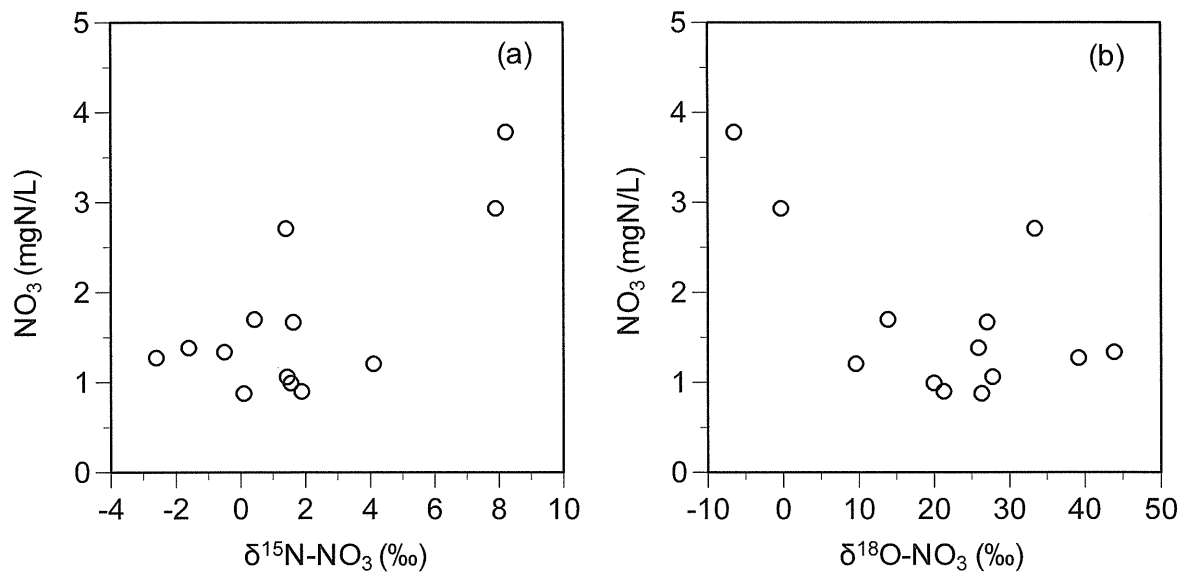


図 3-2 貯留雨水の NO_3 濃度と窒素安定同位体比 (a)・酸素安定同位体比 (b) との関係 (地点 1~5)

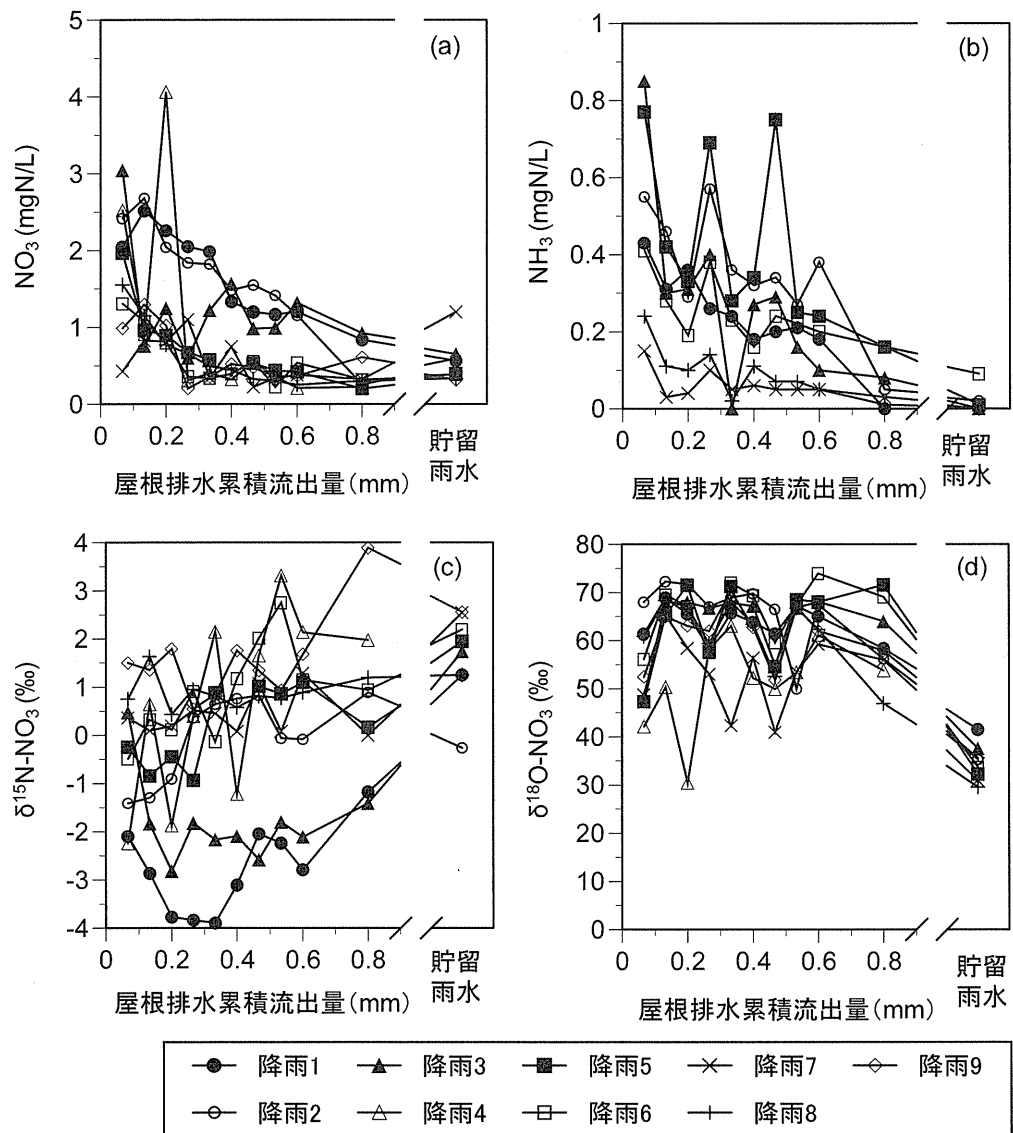


図 3-3 屋根排水の NO_3 濃度 (a), NH_3 濃度 (b), 窒素安定同位体比 (c), 酸素安定同位体比 (d) の変動 (地点 6)

出されなかった。

NO_2 および NO_3 イオンは、幼児へのメトヘモグロビン血症の防止の観点から水道水中の濃度の合計が 10 mgN/L 以下であることと定められている。貯留雨水中の NO_2 イオンは検出されなかったが、 NO_3 イオンは 0.88～6.76 mgN/L と大きくばらつき、水道水質基準値に近いレベルの汚染がみられた地点もあった。そこで、貯留雨水中の NO_3 イオンの起源を明らかにするために、 NO_3 イオンの窒素・酸素安定同位体比を用いた。 NO_3 イオンの窒素・酸素安定同位体比は環境中での反応や起源によって異なるため、その差異を用いて起源を推定することができる^{30, 31)}。図 3-1 に貯留雨水の NO_3 イオンの窒素・酸素安定同位体比を各種起源の同位体比^{30, 31)}とともに示す。貯留雨水中の NO_3 イオンの窒素安定同位体比は-2.6～8.2‰、酸素安定同位体比は-6.5～43.9‰であった。窒素安定同位体比と酸素安定同位体比の間には強い有意な負の相関関係があり ($r = -0.87$, $P < 0.001$)、降雨の同位体比に近い試料から有機肥料・人畜排泄物の同位体比に近い試料もあった。貯留雨水中の安定同位体比と NO_3 イオン濃度の関係を図 3-2 (a, b) に示す。 NO_3 イオン濃度は、窒素安定同位体比とは有意な正の相関関係 ($r = 0.71$, $P < 0.01$) が、酸素安定同位体比とは有意な負の相関関係 ($r = -0.58$, $P < 0.05$) があつた。高濃度の NO_3 イオンに汚染された試料から有機肥料・人畜排泄物に近い窒素・酸素安定同位体比が示されたことから、これらの試料は、鳥などの糞による汚染を受けていると推察された。

3.2 屋根排水の水質の挙動

流出初期における屋根排水の NO_3 濃度、 NH_3 濃度、窒素・酸素安定同位体比の変動を、貯留雨水の水質とともに図 3-3 (a-d) に示す。屋根排水中の NO_3 および NH_3 濃度は流出初期に高濃度だが、その後、屋根排水の流出とともに濃度が低下し、累積流出量 0.8 mm 時点では、貯留雨水と同程度の濃度であつた。屋根排水中の濁質成分などは流出初期に高濃度³²⁾であることが知られているが、溶存性の窒素類についても同様であることが示された。近年では、様々な初期流出水の除去装置が市販されており、これらの装置の導入は貯留雨水の水質向上に寄与すると考えられた。窒素安定同位体比は、流出初期に低く、流出とともに上昇する傾向がみられた。その一方、屋根排水中の酸素同位体比の変動は小さく、貯留雨水では低い値を示した。

屋根排水中の NO_3 イオンの汚染機構を明らかにするために、先行晴天時の気象条件との関係を調査したところ、 NO_3 濃度と先行晴天時間、先行降雨量、先行晴天時累積風量との間にはいずれも有意な相関関係は見られなかった (スピアマンの順位相関, $P > 0.10$)。屋根排水中の

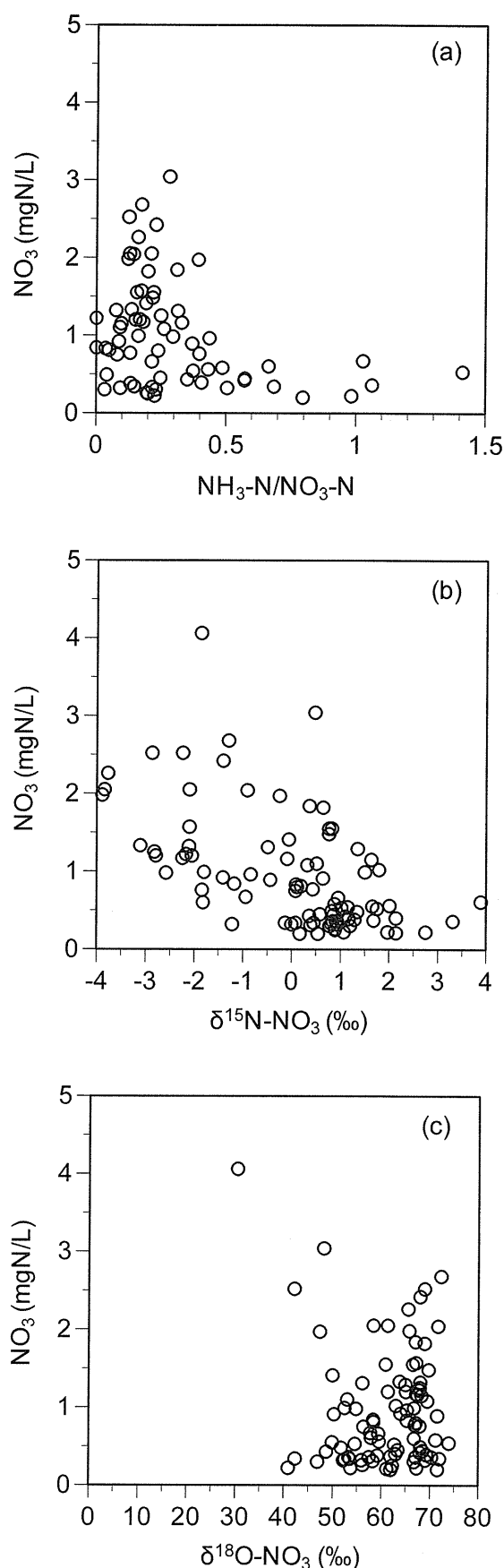


図 3-4 屋根排水の NO_3 濃度と $\text{NH}_3\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ 比 (a)、窒素安定同位体比 (b)、酸素安定同位体比 (c) との関係 (地点 6)

NO_3 濃度と $\text{NH}_3\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度比、窒素・酸素安定同位体比との相関関係を図 3-4(a-c) に示す。屋根排水中の NO_3 濃度は、 $\text{NH}_3\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度比と有意な負の相関関係が見られた（スピアマンの順位相関係数 $\rho = -0.28$, $P < 0.05$ ）。また、屋根流出水中の NO_3 濃度は窒素安定同位体比とも有意な負の相関関係が見られた（ $\rho = -0.54$, $P < 0.001$ ）。

屋根排水中の NO_3 イオンの起源として、大気中の降雨だけでなく、窒素安定同位体比の異なる起源が存在することが示唆された。道路や土壌などの地表面堆積物には、降雨と比べて相対的に NH_3 よりも NO_3 が多く含まれている³¹⁾。流出初期の屋根排水の NO_3 濃度が高かった理由として、地表面堆積物が風によって屋根面に堆積した可能性が考えられる。地表面堆積物は、降雨よりも酸素安定同位体比が有意に低い³¹⁾ことが知られているが、屋根排水中の NO_3 濃度と酸素安定同位体比との間に明確な相関関係は見られなかった。この一因として、降雨や地表面堆積物中の酸素安定同位体比は、窒素安定同位体比と比べてばらつきが大きい³¹⁾ことが挙げられる。

3.3 雨水利用による CO_2 排出量削減効果

集水面積 100 m^2 の屋根からの排水（流出量 1 mm 以降）を貯留し、トイレ用水として利用した際の貯留雨水の代替率（トイレ用水の総使用量に対する貯留雨水の使用率）を図 3-5 に示す。貯留雨水の代替率は、 2 m^3 貯留槽では、渇水年で 60%，平水年で 63%，豊水年で 67%， 10 m^3 貯留槽では、渇水年で 77%，平水年で 89%，豊水年で 93%であった。渇水年と豊水年では 2.3 倍以上の降水量の違いがあるにもかかわらず、トイレ用水として貯留雨水をある程度安定して用いることが可能であることが分かった。

図 3-6 に 2 m^3 貯留槽を設置し、貯留雨水を①トイレ用水、②トイレ用水および洗濯用水、③トイレ用水および壁面散水に用いた際の CO_2 排出量削減効果を示す。渇水年、平水年、豊水年における貯留雨水をトイレ用水のみに用いることによる CO_2 排出量削減量は、それぞれ、 10.2 kg 、 10.7 kg 、 11.5 kg であり、降水量にかかわらず効果はほぼ一定であった。トイレ用水および洗濯用水に用いたことによる同 CO_2 排出量削減量は、それぞれ 11.1 kg 、 13.0 kg 、 13.7 kg であり、トイレ用水だけでなく洗濯用水として併用しても、20%程度の削減量増加にとどまった。

一方、トイレ用水および壁面散水による同 CO_2 排出量削減量は、 24.7 kg 、 38.8 kg 、 53.6 kg であり、トイレ用水として用いた時よりも大きな CO_2 排出量削減効果が見られた。平水年における CO_2 排出量削減量の 38.8 kg は、169 日間暖房の温度を 1 度以上低く設定したときの CO_2 排出削減量（ 20.7 kg ）よりも高く、トイレ用水およ

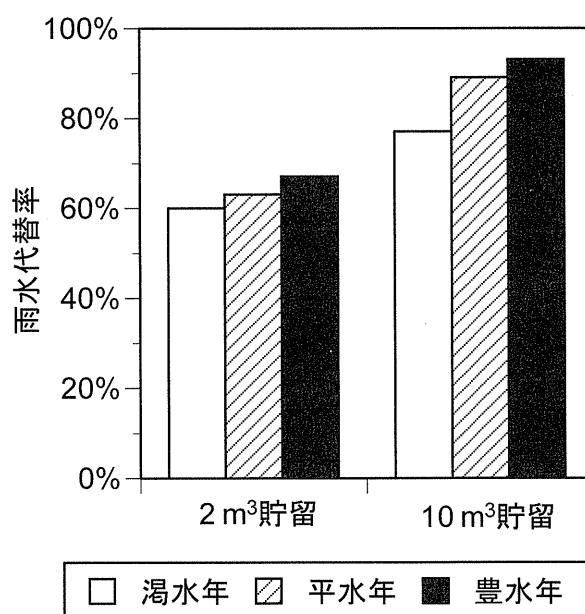


図 3-5 トイレ用水における雨水代替率

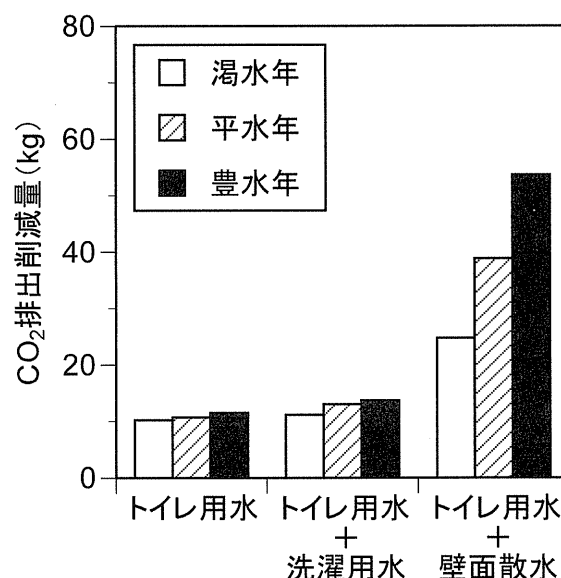


図 3-6 雨水利用による CO_2 排出削減量（ 2 m^3 貯留）

び壁面散水としての雨水利用が CO_2 排出削減の観点から効果的であると考えられた。

図 3-7 に貯留槽の貯留容量と平水年における CO_2 排出量削減量の関係を示す。トイレ用水やトイレ用水と洗濯水の併用では、貯留容量 2 m^3 以上で CO_2 排出量削減量に大きな増加は見られなかったが、トイレ用水と壁面散水の併用では、貯留容量 2 m^3 以上でも大きく CO_2 排出量削減量は増加した。貯留雨水の利用用途と使用量から、貯留槽の適切な貯留容量を決定することが、 CO_2 排出量削減量の観点からも重要であることが示された。

4. まとめ

本研究では、貯留雨水や屋根排水中の水質評価を通じ

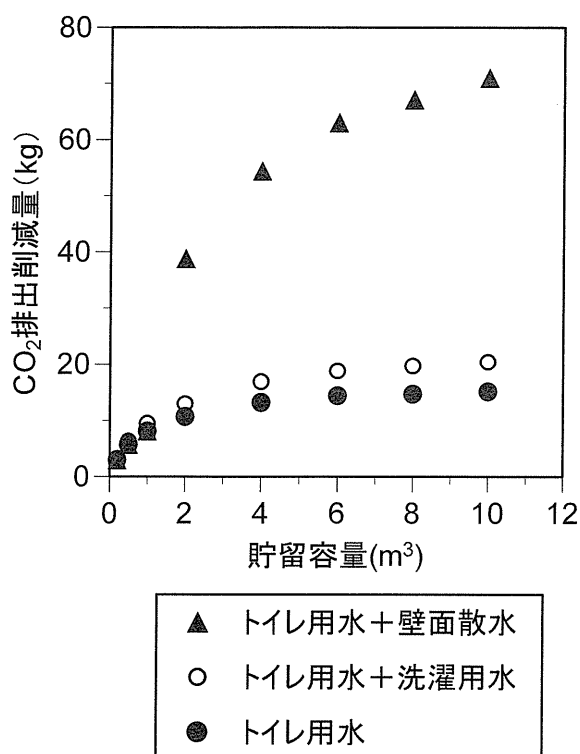


図 3-7 貯留容量と CO₂ 排出削減量の関係
(平水年)

て、雨水の用途別利用可能性と CO₂ 排出量削減効果の評価を行った。以下に、本研究で得られた成果をまとめる。

- 1) 貯留雨水の水質評価を実施したところ、ウイルスおよび原虫はすべて検出されなかった。その一方、高濃度の NO₃ イオンが検出された地点もあり、窒素・酸素安定同位体比を用いることで、その起源として鳥などの糞が考えられた。また、屋根材質からの溶出に伴い、洗濯物などへの着色障害をもたらす高いレベルの Cu が検出された地点もあった。
- 2) 屋根排水中の NO₃ や NH₃ 濃度は、流出初期には高濃度だが、降雨流出量 0.8 mm までに速やかに低下し、初期雨水の排除が貯留雨水の水質向上に寄与することが確認された。NH₃-N/NO₃-N 濃度比や窒素安定同位体比から、降雨中の硝酸イオンとは異なる起源が存在し、道路塵埃や土壌などの地表面堆積物が風によって屋根面に堆積した可能性が示唆された。
- 3) 雨水利用による CO₂ 排出量削減効果を評価したところ、降水量の大小に関わらず、比較的安定してトイレ用水として用いることが可能であることが示された。貯留雨水をトイレ用水と壁面散水として利用することで、CO₂ 排出削減に効果的であることが示された。

<参考文献>

- 1) 日本建築学会：活かして究める 雨の建築道，技法堂出版，2011.7
- 2) 荒巻俊也，杉本留三，花木啓祐，松尾友矩：GIS を用いた東京都区部における人工系水循環モデルによる雑用水供給システムの導入効果の検討，Vol. 36，pp. 341～352，環境工学研究論文集，1999
- 3) 古米弘明：都市域における雨水の質的管理と今後の課題，Vol. 75，pp. 6～10，水循環 貯留と浸透，2010.1
- 4) 屋井裕幸：わが国における雨水貯留浸透，利用および実用技術，Vol. 52，No. 4，pp. 297～303，用水と廃水，2010.4
- 5) 日刊工業新聞，p. 32，2008 年 8 月 6 日
- 6) 阪急阪神ホールディングス株式会社 Website：
<http://holdings.hankyu.co.jp/ir/data/ER200912093N2.pdf>，2009.9（2011 年 10 月 24 日最終閲覧）
- 7) Mooyoung Han, Jungsoo Mun：Rainwater harvesting and management in Seoul, Korea—Case study in the Star City—，Vol. 52，No. 4，pp. 304～311，用水と廃水，2010.4
- 8) 神谷博：ドイツにおける雨水活用システムの事例—日本建築学会における雨水建築規格化の調査から—，Vol. 52，No. 4，pp. 312～322，用水と廃水，2010.4
- 9) 日本建築学会：雨水活用建築ガイドライン，日本建築学会，2011.7
- 10) 村上道夫，古米弘明：都市雨水および雨天時排水中の水質と雨水利用の新たな展開，Vol. 52，No. 4，pp. 288～296，用水と廃水，2010.4
- 11) Warish Ahmed, Alison Vieritz, Ashantha Goonetilleke, Ted Gardner：Health risk from potable and non-potable uses of roof-harvested rainwater using quantitative microbial risk assessment in Australia，Vol. 76，No. 22，pp. 7382～7391，Applied and Environmental Microbiology，2010.11
- 12) Greg Simmons, Virginia Hope, Gillian Lewis, John Whitmore, Wanzhen Gao：Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand，Vol. 35，No. 6，pp. 1518～1524，Water Research，2001.4
- 13) C.A. Evans, P.J. Coombes, R.H. Dunstan：Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater，Vol. 40，No. 1，pp. 37～44，Water Research，2006.1
- 14) Hiroyuki Katayama, Akihiro Shimasaki, Shinichiro Ohgaki：Development of a virus concentration method and its application to detection of enterovirus and Norwalk virus from coastal seawater，Vol. 68，No. 3，pp. 1033～1039，Applied and Environmental Microbiology，2002.3
- 15) Albert Heim, Carmen Ebneth, Gabi Harste, Patricia Pring-Åkerblom：Rapid and quantitative detection of human adenovirus DNA by real-time PCR，Vol. 70，No. 2，pp. 228～239，Journal of Medical Virology，2003.6
- 16) Tsutomu Kageyama, Shigeyuki Kojima, Michiyo Shinohara, Kazue Uchida, Shuetsu Fukushima, Fuminori B. Hoshino, Naokazu Takeda, Kazuhiko Katayama：Broadly reactive and highly sensitive assay for norwalk-like viruses based on real-time quantitative reverse transcription-PCR，Vol. 41，No. 4，pp. 1548～1557，Journal of Clinical Microbiology，2003.4

- 17) 原本英司, 片山浩之, 浅見真理, 秋葉道宏, 国包章一: 河川水からのウイルス及び原虫の同時濃縮法の開発, Vol.79, No.10, pp.2~11, 水道協会雑誌, 2010.10
- 18) Anonymous : Water quality. Detection and enumeration of bacteriophages- part 1. Enumeration of F-specific RNA bacteriophages, ISO 10705-1, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, 1995
- 19) D. M. Sigman, K. L. Casciotti, M. Andreani, C. Barford, M. Galanter, J. K. Böhlke: A bacterial method for the nitrogen isotopic analysis of nitrate in seawater and freshwater, Vol.73, No.17, pp.4145~4153, Analytical Chemistry, 2001.7
- 20) K. L. Casciotti, D. M. Sigman, M. G. Hastings, J. K. Böhlke, A. Hilkert: Measurement of the oxygen isotopic composition of nitrate in seawater and freshwater using the denitrifier method, Analytical Chemistry, Vol.74, No.19, 4905~4921, 2002.9
- 21) 気象庁 Website: <http://www.jma.go.jp/jma/> (2011年10月24日最終閲覧)
- 22) 村上道夫, 平岡絵里, 黒田啓介, 小熊久美子, 滝沢智: 東京都千代田区における震災時の水需給の推定と地下水利用の可能性, Vol.52, No.2, pp.125~135, 用水と廃水, 2010.2
- 23) 東京大学: 平成19年度地下水の散水による環境影響とヒートアイランド現象緩和効果の検討事業報告書, 2008
- 24) 東京都水道局: 環境報告書,
http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/water/pp/kh21/h21_zenbun.pdf, 2009 (最終閲覧 2011年10月24日).
- 25) 株式会社川本製作所 Website: 自動給水装置(カワエースシリーズ) NF2 形
http://www.kawamoto.co.jp/product/13_auto_kawa/nf2.html (最終閲覧 2011年10月24日)
- 26) カーボンフットプリント Website: <http://www.cfp-japan.jp/calculate/verify/data.html> (最終閲覧 2011年10月24日)
- 27) 厚生労働省 Website:
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suidou/kijun/konkyo.html> (最終閲覧 2011年10月24日)
- 28) 水道統計 水質編 (平成二十一年度), 社団法人日本水道協会, 2011.3
- 29) EPA: Aquatic life ambient freshwater quality criteria - copper,
http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/pollutants/copper/upload/2009_04_27_criteria_copper_2007_criteria-full.pdf, 2007 (最終閲覧 2011年10月24日)
- 30) Carol Kendall, Emily M. Elliott, Scott D. Wankel: Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. In: Robert Michener, Kate Lajtha (eds.) Stable isotopes in ecology and environmental science, 2nd edn. Blackwell Scientific, Oxford, pp.375~449, 2007
- 31) Keisuke Kojima, Michio Murakami, Chikage Yoshimizu, Ichiro Tayasu, Toshi Nagata, Hiroaki Furumai: Evaluation of surface runoff and road dust as sources of nitrogen using nitrate isotopic composition, Vol.84, No.11, pp.1716~1722, Chemosphere, 2011.5
- 32) 社団法人雨水貯留浸透技術協会: 雨水利用ハンドブック, 山海堂, 1998.8