鶏舎洗卵所排水に適用した間欠鉛直流式人工湿地の 開始3年間の浄化効果

辻 盛 生^{1), ¶}
菊 池 福 道³⁾

加 藤 邦 彦²⁾
佐々木 理 史³⁾

Purification Effects Three Years after Completion of Vertical-flow Intermittent Feeding Constructed Wetland for a Poultry Grading and Packing Facility

Morio TSUJI^{1), ¶}, Kunihiro KATO²⁾, Fukumichi KIKUCHI³⁾ and Masashi SASAKI³⁾

¹⁾ Faculty of Policy Studies, Iwate Prefectural University, Sugo 152-52, Takizawa, Iwate 020-0693, Japan

²⁾ NARO, Tohoku Agricultural Research Center, Akahira 4, Shimo-Kuriyagawa, Morioka, Iwate 020-0198, Japan

³⁾ Koiwai Farm, Ltd., 36-1 Maruyachi, Shizukuishi, Iwate-gun, Iwate 020-0507, Japan

Abstract

We evaluated the processing capacity of a water purification system for low-organic-content wastewater from a poultry grading and packing facility. The system comprised vertical-flow intermittent feeding constructed wetlands connected in series. The BOD (Biochemical Oxygen Demand) of the water treated in the first stage was $6.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. After stabilization at the facility, it was about $2-3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, for a decrease in BOD of 90% or more. SS (Suspended Solid) and BOD were removed in Wetland 1, where coarse particles were used as filter material, but D-BOD (Dissolved BOD) removal tended to occur in Wetland 2, where fine particles were used. The $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration at each survey point was low, but the $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration tended to increase with downstream flow. $\text{NH}_4\text{-N}$ generated by mineralization was rapidly nitrified. The average OTR (Oxygen Transfer Rate) value was $6.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, which is much less than $28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, the standard in the United States and Europe, but the upper load limit was not confirmed. Filling the wetlands with water took longer in winter than in summer. The decomposition of solid organic materials is delayed by clogging in winter, but the water temperature rises in summer, suggesting an improved discharge capacity owing to organic matter decomposition.

Keywords: Low-content organic wastewater; Vertical-flow intermittent feeding constructed wetland; BOD removal; Oxidation; Energy conservation

1. はじめに

排水処理施設は、水環境を健全に保つために、人間活動から常に発生する汚水を浄化し続けている。いわば、人間が生きていく上で必ず発生するコストである。一般的に有機性排水の処理においては活性汚泥法が用いられ、集約的かつ高度な処理が可能である。しかしながら、ばっ気を常に行う必要があり、省エネルギーや非常時の対応について課題が残る。低炭素社会の実現に向け、再生可能エネルギーの開発が進められているが、排水処理施設の省エネルギー化も低炭素社会を実現するための一手法と言えよう。

人工湿地による水質浄化は、自然の水質浄化メカニズムを活用した省エネルギーの排水処理技術である。ここで取り上げるのは、自動サイフォンを用いて間欠的に汚

水を流し、縦方向にろ過して浄化する間欠鉛直流式人工湿地（以下「VF湿地」）であり、従来型の表面流式や浸透水平流式の湿地処理とは技術的に一線を画するものである。VF湿地は、汚水を湿地のろ材を通して流すことから、浸透水平流式人工湿地と共に伏流式人工湿地のカテゴリーに含まれる。従来型の人工湿地水質浄化システムにおける有機物の酸化分解や硝化は、水中の溶存酸素に依存するため、流入水の濃度的な限界が存在すると共に相応の設置面積が必要であった¹⁾。比較的低濃度の有機性排水を対象とした水路状の浸透水平流式人工湿地（以下、「植栽水路」）にばっ気、返送を組み合わせ、必要面積を減らす試みも行われた。しかしながら、設定したばっ気（ $0.95 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ プロワ使用）ではアンモニアの硝化が進行しなかった²⁾。植栽水路の中間処理水を循環させる返送過程にVF湿地を組み合わせたところ、ア

1) 岩手県立大学総合政策学部 〒020-0693 岩手県滝沢市菓子 152-52

2) 農研機構東北農業研究センター 〒020-0198 岩手県盛岡市下厨川字赤平 4

3) 小岩井農牧株式会社環境緑化部 〒020-0507 岩手県岩手郡雫石町丸谷地 36-1

¶ 連絡先: m_tsuji@iwate-pu.ac.jp

ンモニアの硝化が進み、植栽水路部で脱窒されたことにより窒素除去が進んだ³⁾。ここでの揚水ポンプは常時稼働であり、一般的な伏流式人工湿地のデザインとは異なるものの、揚水ポンプは $0.14 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ であったことからVF湿地により低消費電力で確実な酸化処理が得られることが確認された。

VF湿地は、底面付近から水を抜く構造になっており、汚水が投入されない時間帯には湿地内の水は抜け、湿地表面に堆積した有機物の酸化分解を促進させると共にろ材の空隙部に空気が入り込む。これにより、プロワによるばっ気を行わずに大気中の酸素を酸化処理に用いることが可能になり、高い酸化能力を持つとされる⁴⁾。VF湿地の排水処理に用いる動力は自動サイフォンに揚水するためのポンプのみであり、フロートスイッチ等で制御する。したがって、ポンプの稼働は貯留槽に排水が貯まった時のみであり、それ以外の時間においてポンプは通常停止する。すなわち、エネルギー消費量の少ない運用が可能であり、高濃度の養豚場排水処理において同規模の活性汚泥法における消費電力の1/20以下とされる⁵⁾。省エネルギーは、排水処理にかかるコスト低減を示しており、事業者にとっては利益に直結する。さらに、敷地の高低差を利用することにより、自然流下でサイフォン槽に汚水を流入させることが可能であれば、循環なしの条件において動力は不要となる。この場合はエネルギー消費ゼロの排水処理が実現する。

VF湿地に、嫌気的な条件を作る浸透水平流式人工湿地やリン吸着槽を組み合わせ、脱窒による窒素除去やリン除去を行うハイブリッド伏流式人工湿地も開発され、ヨーロッパでは生活雑排水処理に活用されている^{6,7)}。日本では、高濃度排水に対応するためにさらに湿地表面に堆積する固形有機物の乾燥を促進させる独自のシステム⁸⁾を組み合わせ、生活雑排水の約10倍の濃度である搾乳パーラー排水処理や、そのさらに10倍以上の濃度

を持つ養豚場排水処理など、きわめて高濃度の排水への応用も試みられ、成果を上げている⁹⁾。

ここでは、有機物量で一般的な生活雑排水の半分程度の濃度である低濃度有機性排水が生じる鶏舎洗卵所排水に対し、VF湿地を導入した際の処理能力と、VF湿地内の水の挙動や温度特性について調査した結果を示す。

2. 調査地および方法

2.1 施設の構造

試験施設は、岩手県雫石町に位置する鶏舎洗卵所において2011年1月から運用を開始した排水処理人工湿地実施施設である。有機汚濁指標であるBOD（生物化学的酸素要求量）濃度 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 未満を安定的に、かつ省エネルギーで満たすことを目標に設置した。人工湿地設置前の2010年1月～12月における水質（ $n=12$ ）を用いて設計を行った。BODが平均 $28.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （最大 $45.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）、T-N（全窒素）が平均 $3.78 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （最大 $6.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）、T-P（全リン）が平均 $0.88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （最大 $2.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）、日排水量は約 10 m^3 であった。ここでは、有機汚濁除去を主目的としてVF湿地のみを用いる設計とした。なお、実施施設であることから設計では余裕を見て原水濃度をBOD $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、日水量 15 m^3 に設定した。

容量 1.2 m^3 の自動サイフォンを備えたVF湿地を直列に2段（Fig. 1）設置した。循環は行っていない。第1サイフォン槽、第2サイフォン槽が1回作動した際の実質配水量はどちらも 1.02 m^3 であった。サイフォン槽には処理前の水をポンプアップによって貯留し、満水になった時点で自動サイフォンが稼働し、湿地に間欠流として配水した。湿地には配水パイプに複数設けられた流出口から、極力湿地全面に行き渡るように放水した。

湿地の底面は遮水シートを施し、人工湿地のろ材には、事前調査において安定した性能を示した火山砂利³⁾を用いた。1段目のVF湿地（「湿地1」）は、約 30 m^2 （ 5.5×5.5

Fig. 1 Facility construction.

m) の面積に、表層 25 cm (粒径 6 ~ 9 mm), 下層 35 cm (粒径 9 ~ 13 mm) の 2 層構造としてろ材を敷設した。2 段目の VF 湿地 (「湿地 2」) は約 16 m² (4.0 × 4.0 m) の面積に表層 10 cm (粒径 0 ~ 3 mm), 中層 20 cm (粒径 3 ~ 9 mm), 下層 30 cm (粒径 9 ~ 13 mm) の 3 層構造とした。固形有機物の流入による目詰まり防止と保温を目的としてそれぞれの人工湿地表層には発泡ガラス素材を約 5 cm 厚に敷設し、目詰まり時における湿地表層の乾燥を促すためにバイパス構造を持たせた。さらに、湿地 1 には、固形有機物による目詰まりを想定し、交互運用のための分水柵と路床分割仕切りを設けた。しかしながら、本施設においては湿地 1 表層への有機物の堆積は見られなかったことから、交互運用は行わず、全期間において湿地全面に放水した。

植栽植物種は、低い草丈の群落を維持し、景観的にも優れた人工湿地を創出することを目的として、カサスゲを主植栽種、エゾミソハギ、ミソハギ、ノハナショウブ、ハナショウブ、クサレダマ、ヌマトラノオといった美しい花をつける湿生植物を混植した。植栽密度は 9 株 / m² とし、カサスゲを 6 株 / m², そのほかの植物 6 種をそれぞれ 0.5 株 / m² とした。さらに、枯損した部分への補植として、2012 年 10 月 5 日に湿地 1, 湿地 2 それぞれにカサスゲ 100 株、エゾミソハギ 15 株、ミソハギ 5 株、ノハナショウブ 10 株、クサレダマ 5 株、ヌマトラノオ 5 株の補植を行った。湿地 2 への補植に際して、水没を防ぐために湿地表層の粒径に近い川砂を用いて高さ 10 cm 程度のマウントを作成して植栽した。

2.2 調査方法

水質分析は、通常の調査として **Table 1** に示す各水質項目を、2011 年 1 月から 3 月までは月に 2 回 (この期間を「初期」とする), 10 月からは月に 1 回の頻度で実施した。なお、2011 年 4 月から同年 10 月までの間は処理水の BOD を除き欠測、2014 年 4 月、5 月は欠測となった。2011 年 10 月 ~ 翌年 9 月までを「1 年目」、以降「2 年目」、「3 年目」として 2014 年 9 月までを調査期間とした。

採水調査地点は、流入水として第 1 サイフォン柵の貯留水を、中間処理水として第 2 サイフォン柵の貯留水を、最終処理水として処理水タンクの貯留水を対象とした。施設は 9 時頃から排水が始まることから、2 回目 ~ 3 回目のサイフォンの稼働に合わせ、採水調査は 10 時 ~ 11

時を目安に実施した。なお、流入水、中間処理水、最終処理水は、一連のサイフォン稼働に合わせ、極力同一サイクルの水を採水した。

水温、EC (電気伝導度)、pH (水素イオン濃度)、ORP (酸化還元電位)、DO (溶存酸素) は現地で測定を行い、サンプルを 1L 持ち帰った上で残りの項目の分析を実施した。D-BOD (溶存態 BOD) は、SS (懸濁物質) 測定後のろ液を用いた。無機態の窒素、リンは、SS 測定後のろ液をさらに 0.45 μm のメンブレンフィルタによってろ過した後にイオンクロマトグラフィーによって測定した。日平均気温は、雫石アメダスの結果を用いた。

酸化能力を評価する際には、単位面積当たり 1 日の処理に必用とされる酸素移動速度 (Oxygen Transfer Rate, 以下「OTR」) を用いた。OTR は、流入水と処理水の BOD と NH₄-N の除去量に基づいた次式¹⁰⁾が一般的に用いられる。

$$\text{流入水量} \times ((\text{BOD in} - \text{BOD out}) + 4.3 \times (\text{NH}_4\text{-N in} - \text{NH}_4\text{-N out})) / \text{面積} \cdots (1)$$

なお、酸素換算の流入負荷量は以下の式に基づいた。

$$\text{流入水量} \times (\text{BOD in} + 4.3 \times \text{NH}_4\text{-N in}) / \text{面積} \cdots (2)$$

第 1 サイフォン柵、第 2 サイフォン柵それぞれに圧力式水位計 (Onset 社, U20-001-04) を設置し、水位変動からサイフォン動作回数を割り出し、サイフォン柵内に貯留された水量を乗じて 1 日あたり流入水量を算出した。

2013 年には、流入水・中間処理水・最終処理水の濁度日変動、湿地 1・湿地 2 における排水流入時の湿地内水位変動および人工湿地内の温度垂直分布について調査を実施した。濁度の日変動測定は、1 月 10 日 ~ 2 月 26 日、4 月 29 日 ~ 5 月 22 日、7 月 11 日 ~ 7 月 31 日の 3 回実施した。5 分間隔で濁度センサー (Uizin 社, UIZ-TC500) を稼働させてデータロガーに記録し、測定値は 1 時間毎に平均した。センサーはホルマジンによる校正を行った。なお、連続測定可能な濁度計は 1 基であったことから、上記期間中に 7 ~ 10 日毎に流入水、中間処理水、最終処理水をそれぞれ別に測定した。

排水流入時の湿地底部水位変動については、湿地 1, 湿地 2 において、それぞれ湿地底部水位測定用の有孔管を湿地底面の遮水シートに接するように鉛直方向に埋設し、圧力式水位計・ロガー (Onset 社, U20-001-04) を底面に設置して湿地内の水位を測定した。さらに排水流入時の湿地表面の水位を測定するための水位計を湿地表面 (明らかな窪みではなく排水流入時に灌水する部分) に設置した。なお、有孔管は排水流入時に湿地表面の水が流れ込まないように設置した。それぞれ、水位は 10 秒間隔で測定、記録した。測定は竣工後 2 年を経過した 2013 年 2 月 21 日、4 月 10 日、7 月 30 日の 3 回実施した。

湿地内温度測定は、湿地 1, 湿地 2 に、それぞれ表層 (5 cm 深)、深層 (30 cm 深) に温度センサー・ロガー (EspecMic 社, RT-32S) を設置し、年間最低気温を記録する前である 2012 年 12 月 28 日から 7 月 30 日まで実施した。温度は 10 分間隔で記録した。

Table 1 Water measurement method and experimental apparatus.

Item	Method	Apparatus
BOD	5days culture method	TOA-DKK, DO-24P
D-BOD	5days culture method	TOA-DKK, DO-24P
COD	KMnO ₄ method	TOA-DKK, TNP-10
SS	1μm Fiberglass filter paper absorption filtration	ADVANTEC, GF-25
T-N	Potassium peroxodisulfate resolution Zinc reduction naphthyl ethylenediamine absorptiometry	TOA-DKK, TNP-10
NO ₃ -N	Ion chromatograph	Metrom, IC-760
NO ₂ -N	Ion chromatograph	Metrom, IC-760
NH ₄ -N	Ion chromatograph	Metrom, IC-760
T-P	Potassium peroxodisulfate resolution Molybdenum blue absorptiometry	TOA-DKK, TNP-10
PO ₄ -P	Ion chromatograph	Metrom, IC-760
Water temp.	Thermistor method	HORIBA, ES-51
EC	Electrode method	HORIBA, ES-51
pH	Electrode method	TOKO, TPX-90Si
ORP	Electrode method	TOKO, TPX-90Si
DO	Galvanic cell method	TOA-DKK, DO-24P
Turbidity	Scattering ray method (formazin proof)	TURNER DESIGNS, AquaFluor

3. 結果

3.1 流入水量

一日あたりの流入水量の推移を3日間移動平均で示したものがFig. 2である。第1サイフォン柵, 第2サイフォン柵の1日あたりの動作回数はほぼ同じであったことから, 第1サイフォンから算出された水量を施設の流入水量とした。なお, 排水の流入は毎日行われ, 9時頃に開始, 12時半から14時頃まで休止し, 16時頃に終了というサイクルを繰り返した。一日あたりの流入水量は, 鶏舎の飼養羽数に準じて $5 \sim 11 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ の範囲で増減した。

3.2 濁度の日変動

濁度の連続測定を実施した3期間の中で最も流入濁度の高かった春期の結果をFig. 3に示した。1日の内の傾向としては9時頃から数回の増減を経て16時以降漸減する傾向が見られた。濁度の上昇は排水の流入の時間と合致した。この傾向は, 冬期, 夏期においても同様であった。濁度は初回の流入から最大値あるいは比較的高い値を示した。なお, 同時測定ではないため流入水, 中間処理水, 最終処理水を直接比較することにはならないが, 濁度の値は, 中間処理水, 最終処理水と, 各湿地を経ることに明確に減少し, 最終処理水においては $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 未満を維持し, 低く安定する傾向が見られた。

3.3 湿地底部水位

湿地内の水位変動から, 自動サイフォンから流入した際の滞水時間を把握した。なお, 自動サイフォンから約 1 m^3 の水の排出に要した時間は約1分であった。Table

Fig. 2 Change of inflow quantity (three-day moving average).

Fig. 3 Daily change of turbidity during spring.

2には, 1日の内, 初回を除く3回の湿地へ汚水流入時における流入から湿地内水位のピークに達する時間と湿地底部最大水位, 湿地底部最大水位の90%が排水されるのに要した時間, 表層に滞水が見られた湿地2の表層への滞水時間を示した。また, 2月21日の測定結果における湿地1, 湿地2への午後2回の流入水位の経時変化についてFig. 4に示した。なお, Fig. 4の主に湿地表面に設置したセンサーにおいて, 一部マイナスの値が見られた。これは, 水の流入が見られた時のみに水没する条件であり, 露出した際にセンサー部に水滴が残る等の理由により負圧が生じたことによると考えられる。水没時には適切な値を出していると判断し, ここではそのまま記載した。

湿地1への流入水は, 湿地への配水パイプ上に複数存在する流出部付近の湿地表面に20 mm程度滞水するものの, それはごく一部であり, 多くは流出部付近でそのまま透過していった。湿地底部においては, 70 ~ 110 mm程度の最大水位に滞水し, 17 ~ 26分の時間でほぼ排水された。

湿地2では, 表層に最大40 mm程度滞水し, ほぼ湿地全面に水が行き渡った。湿地表面に滞水した時間は3 ~ 4分であった。湿地底部においては50 ~ 55 mmの最大水位であり, 湿地1に比べて少ない値となった。湿地内からの排水は15 ~ 30分程度の時間で行われた。なお, 湿地1, 湿地2共に湿地表面への有機物の堆積は全測定期間を通してほとんど見られなかった。

3.4 湿地内温度

Table 2 Temporal behavior of the water filling time in the wetland.

	Wetland 1			Wetland 2			
	peak time	W.L. (mm)	90%W.L. time	filling time	peak time	W.L. (mm)	90%W.L. time
21-Feb	1'40"	69	21'20"	4'10"	3'30"	55	20'00"
	1'30"	75	25'50"	4'00"	3'30"	51	23'00"
	1'40"	88	21'40"	4'20"	3'30"	51	27'00"
	ave. 1'37"	77.3	22'57"	4'10"	3'30"	52.3	23'20"
10-Apr	1'20"	106	21'30"	3'40"	4'30"	55	30'00"
	1'20"	97	23'00"	2'50"	3'50"	53	25'50"
	1'20"	108	19'00"	4'00"	4'10"	54	30'40"
	ave. 1'20"	103.7	21'10"	3'30"	4'10"	54.0	28'50"
29-Jul	1'10"	109	20'10"	2'50"	2'40"	53	14'20"
	1'10"	101	17'00"	3'10"	3'00"	55	21'40"
	1'10"	91	17'40"	3'20"	2'50"	53	23'00"
	ave. 1'10"	100.3	18'17"	3'07"	2'50"	53.7	19'40"

Fig. 4 Change of water level on the wetland surface and bottom on February 21.

有機物の酸化分解、アンモニアの硝化共に、バクテリアの働きによるものである。したがって、湿地内の温度は酸化能力の指標となる。第1、第2湿地に、それぞれ表層と、深層における温度の日平均の推移を Fig. 5 に示した。冬期においては、表層で 15℃ を下回ったが、第1湿地深層では 20℃ 前後、第2湿地深層では 15℃ 前後となった。なお、日平均気温が冬期に -10℃ 近くに低下するものの、流入する排水の水温が高く、冬期においても流入水温は 20℃ 前後を維持した (Fig. 6)。

3.5 定期水質調査

DO の値は流下するに従って増加し、中間処理水の平均値で $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を超え、最終処理水では平均で $7.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を上回った。水温が高く酸化分解による酸素消費量が多い夏期においても最終処理水の DO 値は $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を上回った (Fig. 7)。最終処理水の酸素飽和度は全体平均で 86.3%，標準偏差は 4.8 と、安定して高い値を示した。酸化能力の高さは、ORP の値が流下に伴って上昇 (Table 3) していることからもうかがえる。

処理水の BOD 値は、初期の 2011 年 1 月上旬の値を除き $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を下回った (Fig. 8)。特に 1 年目以降の処理水の年間平均 BOD 濃度はそれぞれ $1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $1.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $3.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ と低く、ばらつきも少なかった (Table 3, Fig. 8)。BOD 減少率は初期が全体で約 82% であったものが、1 年目以降には平均で 90% を超えた。特に、VF 湿地 1 における減少率が初期の 35% から 56 ~ 60% に上昇した。さらに、湿地 2 における BOD 減少率は初期を除き 80% を超える高い数値を維持した。BOD 流入負荷量と BOD、D-BOD それぞれの除去量との関係を Fig. 9 に示した。湿地 1 において BOD 流入負荷量と BOD 除去量は高い相関関係を持つが、D-BOD 除去量との相関は若干低く、回帰直線の傾きも小さかった。一

Fig. 5 Change of filter material temperatures in the wetland.

Fig. 6 Change of water temperature and daily average air temperature.

Fig. 7 Change of DO concentration.

Table 3 Average value and decreasing rate of inflow and treated water in the Intermittent Vertical Flow wetland for each water quality item.

	inflow ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	middle ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	(%)	treated ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	(%)	all (%)
2011.Jan.~2011.mar.(n=5) (early stage)						
SS	19.2	8.0	58.5	1.5	81.6	92.3
BOD	38.2	24.7	35.3	6.8	72.5	82.2
T-N	3.4	2.3	31.4	2.9	-22.1	16.2
NH ₄ -N	0.05	0.32	-500	0.01	97.5	85.2
NO ₃ -N	0.10	0.91	-803	2.27	-149	-1250
ORP	220	222	-0.9	248	-11.6	-12.6
DO	3.7	5.0	-35.1	7.8	-56.0	-110.8
Water temp.(°C)	27.2	23.8		17.9		
2011oct.~2012.sep.(n=12) (1st. year)						
SS	26.2	6.4	75.6	0.5	92.2	98.1
BOD	40.5	17.9	55.8	1.7	90.5	95.8
T-N	5.8	5.2	10.5	5.3	-1.9	8.8
NH ₄ -N	0.09	0.07	22.2	0.03	57.1	66.7
NO ₃ -N	0.07	2.83	-3940	4.09	-45	-5740
ORP	72	89	-23.6	146	-64.0	-102.8
DO	2.3	5.1	-123	7.5	-47.1	-226
Water temp.(°C)	28.7	24.9		22.0		
2012oct.~2013.sep.(n=12) (2nd. Year)						
SS	24.4	8.8	63.9	0.9	89.8	96.3
BOD	37.3	15.9	57.4	1.4	91.2	96.2
T-N	7.8	8.0	-2.2	8.9	-11.9	-14.4
NH ₄ -N	0.54	0.42	22.2	0.10	76.2	81.5
NO ₃ -N	0.04	3.39	-8380	5.23	-54	-13000
ORP	75	90	-20.0	118	-31.1	-57.3
DO	2.9	6.2	-114	8.1	-30.6	-179
Water temp.(°C)	24.6	20.4		17.9		
2013oct.~2014.sep.(n=10) (3rd. year)						
SS	23.1	8.7	62.3	1.6	81.6	93.1
BOD	42.4	17.2	59.4	3.3	80.8	92.2
T-N	8.4	9.2	-9.5	8.8	4.3	-4.8
NH ₄ -N	0.11	0.08	27.3	0.05	37.5	54.5
NO ₃ -N	0.16	2.6	-1530	4.68	-79	-2830
ORP	146	163	-11.6	173	-6.1	-18.5
DO	4.5	6.1	-35.6	7.9	-29.5	-75.6
Water temp.(°C)	26.8	22.7		19.9		

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$: concentration, % : decreasing rate

Fig. 8 Change of BOD value.

方、湿地 2 における BOD 流入負荷量との相関は BOD、D-BOD 共に高く、回帰直線の傾きが大きくなる傾向が見られた。

SS においては、流入水の濃度が上昇しても中間処理水において $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後に安定する傾向が見られた (Fig. 10)。SS の流入負荷量と除去量の関係は、湿地 1、湿地 2 共に高い相関関係が確認された (Fig. 11)。特に湿地 1 においては、負荷量が増加した際も高い除去率を維持した。

無機態窒素は、流入水にはほとんど存在しなかった。初期に VF 湿地 1 処理水において、有機態窒素として存在した窒素成分が、有機物の酸化分解の結果 $\text{NH}_4\text{-N}$ として現れたが、1 年目以降はほとんど見られなくなった (Table 3)。さらに、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、流入水においてはわずかであったが、中間処理水、最終処理水において急激な上昇傾向が見られた (Table 3, Fig. 12)。一方、T-N の減少率は低く、酸化的な VF 湿地 2 基を直列で設置した本施設における窒素除去はほとんど行われなかった (Table 3, Fig. 13)。

3.6 酸化能力の評価

有機物、アンモニアの酸化に消費される湿地 1 m^2 あたりの酸素量が(1)式に示す OTR である。OTR の推移を Fig. 14、各期の平均値を Table 4 に示した。初期には湿地 1、湿地 2 の OTR 値は平均でそれぞれ $4.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $11.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であり、(2)式に示す酸素換算の流入負荷量に対する除去率は 32%、67%に留まった。しかしながら、1 年目以降、除去率は向上し、それぞれ湿地 1 は 55 ~ 60%、湿地 2 は 80 ~ 90% となった。2011 年 1 月から 3 月の初期の値は除いた OTR と酸素量換算の流入負荷の関係は Fig. 15 に示した。湿地 1 では多少ばらつきは見られるものの、負荷量に対する OTR 値は、回帰直線の傾きから 6 割程度の酸化効率であったといえる。さらに、湿地 2 における回帰直線の傾きは 0.87

Fig. 9 Relation of loading and removal quantity of BOD, D-BOD.

Fig. 10 Change of SS concentration.

であり、9 割近い除去率を記録した。ばらつきも少なく、負荷量に対する OTR 値は非常に高い相関を示した。

3.7 植栽した植物の生育状況

植栽した植物は、湿地 1、湿地 2 で異なった生育状況を示した。2011 年において、湿地 1 では湿地表面への滞水が見られなかったことから一部で乾燥が進み、枯損が見られた。湿地 2 においては、初期の生育は比較的良好であったものの、夏から秋にかけてハコベの侵入、繁茂が見られたことから、2011 年 9 月 5 日に除草を行った。冬期間においては、温水が滞水する湿地 2 において積雪は見られなかった。2012 年においては、湿地 1 の乾燥が進んだ部分、湿地 2 の滞水が見られる部分において植栽した植物の枯損を確認した。2012 年 10 月 5 日にマウントを作成して補植を行った結果、2013 年 6 月 18 日の活着状況調査 (湿地 2) において、カササゲ 97%、エゾミソハギ 87%、ミソハギ 70%、ノハナショウブ 65%、クサレダマ 70%、ヌマトラノオ 70%の活着率となった。その際、ハコベの発生も見られた。なお、湿地 1 については概観ではあるが枯損は見られなかった。

4. 考察

従来から行われてきた表面流式や浸透水平流式の湿地処理における有機物の酸化分解や硝化は、水中の溶存酸素濃度に規定される。一方、VF 湿地は、大気中の酸素を有機物の酸化分解やアンモニアの硝化に用いることができる。本調査結果においても、中間処理水、最終処理水と、VF 湿地を経る毎に溶存酸素濃度が上昇した (Fig. 7)。さらに、BOD は処理が進むことで減少 (Fig. 8) し、逆に $\text{NO}_3\text{-N}$ は増加 (Fig. 12) した。すなわち、酸素供給が十分に行われ、有機物の酸化分解、および硝化は円滑に行われており、さらに、湿地 1、湿地 2 共に、酸化に用いら

Fig. 11 Relation of loading and removal quantity of SS.

Fig. 12 Change of $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration.

れる以上の酸素供給が行われていたことを示す。

湿地 1, 湿地 2 共に, 1 回のサイフォンの動作で約 1 m^3 の汚水が投入され, 湿地への汚水投入に要する時間は約 1 分であった。投入時の湿地底部の水位は, 湿地 1 で 70 ~ 110 mm, 湿地 2 で 50 ~ 55 mm となった。湿地底部の水位の上昇は湿地のろ材厚である 60 cm の 1 割程度であるが, 湿地内部での水の流動や水位変動により, 湿地内のろ材間の空気を一定量動かし, 一部が外気と交換されることで酸素が供給されるものと推定された。このことは, 冬期において, 低温の外気を必要以上に導入し, 水温を低下させることを防ぐことにもつながると考えられる。その結果, 冬期間においても湿地 1 における湿地深層の平均温度は 15°C を下回らず, 湿地 2 も 10°C 前後を保った (Fig. 5)。したがって, 夏期に比べれば活性は落ちるものの, 本施設の湿地内部は冬期においても有機物の酸化分解や硝化が行われたと考えられる。

湿地表層への滞水時間や湿地内の水位変動 (Table 2) を見ると, 湿地 1 は表層にほとんど滞水せずに透過していた。湿地 2 表層への滞水時間は, 2 月が平均で約 4 分であったものが, 8 月には約 3 分に減少した。さらに, 湿地内滞水時間は, 湿地 1 において 2 月に約 23 分であったものが, 7 月には約 18 分に, 湿地 2 において 2 月に約 23 分であったものが, 7 月に約 20 分に減少した。これらの結果から, 竣工後 2 年を経過した施設において, 顕著な目詰まりによる流下能力の阻害は生じておらず, また, 夏期においては湿地内温度や水温の上昇 (Fig. 5, 6) により, ろ材表面に付着した固形有機物の分解が促進されたこと, さらに湿地表面に生育した植物体に沿って通水性が確保されたことによる湿地内の流下能力の改善が示唆された。このことは, ろ材に捕捉された有機物の酸化分解が円滑に進んでおり, 冬期間は固形有機物の分解が遅れて流下能力が若干落ちるものの, 温度が上昇

する夏期には改善されたことを示唆する。

本調査における流入水の BOD 値は, 平均で $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 程度の低濃度有機性排水であった。初期において, 処理水の BOD 値は平均で $6.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Table 3) であったが, 竣工後 4 ヶ月経過した 4 月には $1.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に下がり, 以降 3 年間 40 回の測定の内, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を超えたのは 2014 年 2 月 24 日の $8.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の 1 回のみ (Fig. 8) であった。目的とする BOD 値である $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 未満を安定して下回っており, 余裕を持って処理できているものと評価できる。

湿地 1 のろ材は, 有機物の流入による目詰まりを想定して粒径を 6 ~ 9 mm と比較的粗めに設定した。しかし, 流入する固形有機物は想定より少なく, 流入水はほとんど湿地表面に滞水せずに流下している状態であり, ろ材の粒径が粗すぎた傾向が見られた。しかしながら, 湿地 1 において SS の除去は行われており, BOD の減少率も 1 年目以降向上する傾向が見られた (Table 3)。運用後時間が経過すると共に生物膜の発達等により, 有機物の酸化分解が進み, BOD の減少率が上昇した結果と考えられる。Fig. 9, 11 から BOD, D-BOD, SS における負荷量と除去量の間接関係を見ると, 湿地 1 では回帰直線の傾きから, BOD に対する D-BOD の除去率は 20% 程度であるのに対し, SS においては 90% 程度の負荷を取り除いていることがわかる。したがって, 湿地 1 においては表面の閉塞を回避しつつ固形有機物を除去しており, ろ材の粒径の細かい湿地 2 の目詰まりを防ぐには十分な働きをしていると評価できる。さらに, 湿地 2 において D-BOD の除去率が 70% 程度に上昇しており, 溶存態の有機物が湿地 2 で処理された結果と考えられる。人工湿地のデザインにおいて, 複数の湿地に用いる粒径の適切な選定が重要であり, 上段の湿地においては若干粗めの設定であっても粗粒の固形有機物の除去は進行することを示す。

Fig. 13 Change of T-N concentration.

Fig. 14 Change of OTR value.

Table 4 Average value and removal rate of inflow load and OTR in each period.

	wetland 1			wetland 2			all		
	load	OTR	removal rate	load	OTR	removal rate	load	OTR	removal rate
2011 Jan. ~ 2011 Mar. (n=5)	14.0	4.5	32%	17.8	11.9	67%	9.1	7.1	78%
2011 Oct. ~ 2012 Sep. (n=12)	12.6	7.0	56%	10.5	9.4	90%	8.2	7.9	96%
2012 Oct. ~ 2013 Sep. (n=12)	8.2	4.7	57%	6.5	5.6	86%	5.4	5.0	93%
2013 Oct. ~ 2014 Sep. (n=10)	10.2	6.2	61%	7.5	6.0	80%	6.7	6.2	93%

Fig. 15 Relation of loading and removal quantity of OTR.

方、溶存態有機物の処理においては細粒のろ材を用い、ある程度表層に滞水させることで、汚水とろ材との接触効率を上げた処理が必要であると考えられる。

OTR 値を見ると、施設全体の全期間平均で $6.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。この値は、欧米で OTR の基準とされる $28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ¹¹⁾ に比べると小さく、湿地 1、湿地 2 共に、負荷量が上昇しても除去量の頭打ちの傾向は見られなかった。また、酸素換算の負荷量から算出した除去率は、湿地内の生物膜の発達が不十分であったと考えられる初期を除き、全体で 90% 以上であった。人工湿地表層に発泡ガラスの浮かぶ素材を配し、バイパス構造を持たせ、交互運用が可能なデザイン⁸⁾にしたことから、有機物除去においてはさらに高い負荷量をかけても機能すると考えられた。OTR 値からは、少なくとも現在の 4～5 倍の負荷を処理する能力があると推定された。なお、高濃度有機性廃水を用いた先行研究では、循環させた VF 湿地において、 $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ を超える OTR 値が記録された⁹⁾。また、低濃度有機性廃水の先行研究においても、1m² の小型人工湿地ではあるものの、OTR 値は $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ を超える値が記録された³⁾。本施設においては、実施であったことから負荷量を変化させることができず、酸化能力の限界を明らかにすることはできなかった。今後は、負荷量を変化させることが可能な施設で負荷の上限を確認する必要がある。

窒素については、有機態窒素が無機化されたことで生じる $\text{NH}_4\text{-N}$ はほとんど検出されず、流下に伴って $\text{NO}_3\text{-N}$ が上昇した。さらに、T-N の値は流入から流出までに大きな変動は見られなかったことから、無機化された $\text{NH}_4\text{-N}$ が、湿地内においてろ材に迅速に吸着され、酸化条件の下で $\text{NO}_3\text{-N}$ に硝化された後に溶脱、流出したと考えられた。本施設では有機物除去を主眼としたため、還元的な条件を創出していなかったことから、脱窒による窒素除去は行われず、T-N 濃度の低下は見られなかった。間欠鉛直式人工湿地は、浸透水平流式やリン吸着材などと組み合わせたハイブリッド伏流式人工湿地として、高濃度有機性排水に対しても適用され、窒素、リンの除去も行う¹²⁾能力を持つ。本施設において窒素除去を行うためには、脱窒のための嫌気的な水平流式人工湿地との組み合わせ、あるいは循環が必要と考えられる。

植物の生育状況を見ると、2012 年の補植後において、湿地 1 は順調な生育を示した。これは、乾燥していた部分においてもろ材にある程度有機物が堆積したこと、さらに生育した植物による被陰により、ろ材表層の乾燥が防げたことが要因と考えられる。湿地 2 で見られた枯損は、2011 年と同様にハコベの侵入が見られたものの、マウンドを作成して補植したことによりある程度回避できた。したがって、湿地 2 の枯損は侵入植物種による被圧ではなく冬期の温水と冷氣によるストレスと考えられた。本施設においては、冬期間も処理水温が 10℃ 前後と高く、それが処理効率を高める効果が認められたが、湿地の植生にとっては負荷となった。寒冷地における温水条件での植物種の選定に課題を残した。なお、人工湿地の植生は、栄養塩の吸収除去の効果も期待されるが、本事例と同じカササゲを用いて行った先行研究では、全除去量に占める植物の地上部の刈り取りによる除去量の

割合は、窒素で 2.2%、リンで 10.0%¹³⁾と低かった。本施設は有機物除去を主眼としていることから、植生の目的は目詰まりの防止、景観形成である。滞水が見られた湿地 2 において、湿地 1 で固形有機物の多くが除去され、さらに用いたろ材の通水性が比較的良好³⁾であったことから、植物が枯損した期間においても目詰まりによる極端な滞水時間の延長は見られなかった。しかしながら、湿地 2 表面の滞水時間は冬期に 4 分であったものが夏期には 3 分に短縮されており、通水性の改善には植生による一定の寄与があったものと考えられる。景観形成については、湿地 1 において、各湿生植物の開花が確認された。しかしながら、一部で侵入植物による被圧が見られたことから、草丈の低い植物によって景観形成を目的とする場合には、除草管理が課題となる。なお、景観形成上問題にならない場合においては、ヨシなどの大形の抽水植物を用いることにより、刈り取り管理を行わずに植生を維持することが可能である。

5. まとめ

鶏舎洗卵所の低濃度有機性排水処理において、VF 湿地を 2 基直列に用いた人工湿地水質浄化システムの処理能力を評価した結果、以下の点が明らかになった。

- 1) 濁度の日変動は、流入水の流入によって上昇するものの、中間処理水、最終処理水と流下する毎に減少し、処理水は日間の最大値においても $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 未満を維持した。
- 2) DO と $\text{NO}_3\text{-N}$ は流下に伴い増加し、BOD 値は低下したことから、有機物の酸化分解、および硝化は円滑に行われており、さらに、湿地 1、湿地 2 共に、酸化に用いられる以上の酸素供給が行われた。
- 3) 流入水による湿地内底部の水位変動は、湿地ろ材厚の 1 割程度であるが、これによってろ材内の一定量の空気を外気と交換し、有機物の酸化分解や硝化に用いる酸素を供給しているものと推定された。
- 4) 冬期、春期、夏期の湿地 2 表面への滞水時間や湿地内の水位変動から、湿地 2 表面、湿地 1、湿地 2 内部の滞水時間共に、冬期が長く夏期にかけて 2 割程度短くなった。冬期間は固形有機物の分解が遅れて流下能力が若干落ちるものの、夏期にかけて水温の上昇により有機物の分解が促進され、湿地内の流下能力が改善されたためと考えられた。

- 5) 湿地 1 の表面には汚水投入の際に水の滞水が見られず、粒径が荒すぎることが懸念された。しかしながら、湿地 1 における SS の除去率は高く、閉塞せずに固形有機物をろ過していることが明らかになった。

- 6) 処理水の BOD 値は、初期において $6.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であったが、安定後は $2 \sim 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後で推移し、90% 以上の減少率を示した。40 回の測定で $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を超えたのは 1 回のみであり、目的の $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を安定して下回った。

- 7) SS や BOD の除去は湿地 1 で進み、D-BOD の除去は湿地 2 で進む傾向が見られた。

- 8) 本施設の OTR 平均値は $6.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。欧米での OTR 値の基準とされる $28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ より低く、酸化能力に余裕があると想定されるが、本施設では負荷量の上限を確認できなかった。

- 9) 流入水に $\text{NH}_4\text{-N}$ はほとんど含まれないが、流下に伴って $\text{NO}_3\text{-N}$ が増加した。無機化によって生じた

NH₄-N が迅速にろ材に吸着され、硝化されて流出したものと考えられた。

以上のことから、低濃度有機性排水において VF 湿地の高い酸化能力が明らかになった。省エネルギー水質浄化施設としてさらなる活用が期待される。

謝 辞

本研究の一部は、平成 24 年度 JST 復興促進プログラム (A-STEP) 探索タイプを受けて実施した。VF 湿地の設計、施工に際しては、(株)たすくの家次秀浩氏よりご助言をいただいた。2011 年 4 月から 2011 年 9 月の間の処理水 BOD 値を小岩井農牧(株)品質保証部からご提供いただいた。小岩井農牧(株)種鶏部の皆様には、調査に際し各段のご配慮をいただいた。記して感謝申し上げる。

(原稿受付 2014 年 12 月 27 日)

(原稿受理 2015 年 6 月 24 日)

参 考 文 献

- 1) 辻盛生, 山田一裕, 平塚明, 塚田浩子 (2010) 寒冷地におけるカサゲ人工湿地実規模施設の水質浄化特性, 農業農村工学会論文集, **266**, 33-40.
- 2) 辻盛生, 山田一裕, 平塚明 (2011) 植栽水路の水質浄化機能におよぼすばっ気・返送の効果, 農業農村工学会論文集, **273**, 29-36.
- 3) 辻盛生, 山田一裕, 平塚明, 菊池福道 (2012) 植栽水路返送水における間欠鉛直流式人工湿地の酸化能力, 農業農村工学会論文集, **281**, 43-50.
- 4) Molle, P., Lienard, A., Merlin, G. and Iwema, A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems, *Water Science and Technology*, **51** (9), 11-21.
- 5) 加藤邦彦, 井上京, 原田純, 泉本隼人, 張曉萌, 家次秀浩, 菅原保英, 辻盛生, 和木美代子 (2014) 酪農・畜産・食品工場などの

有機性汚水を省エネルギーに浄化処理する伏流式人工湿地ろ過システム ―仕組み, 効果, 設計, コストについて―, 第17回日本水環境学会シンポジウム講演集, 33-34.

- 6) Brix, H. and Arias, C. A. (2005) The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines, *Ecological Engineering*, **25** (5), 491-500.
- 7) Molle, P., Prost-Boucle, S. and Linenard, A. (2008) Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study, *Ecological Engineering*, **34**, 23-29.
- 8) Kato, K., Inoue, T., Ietsugu, H., Koba, T., Sasaki, H., Miyaji, N., Yokota, T., Sharma, P. K. Kitagawa, K. and Nagasawa, T. (2010) Design and performance of hybrid reed bed systems for treating high content wastewater in the cold climate, *International conference on Wetland system for water pollution control*, **12**, 511-517.
- 9) Kato, K., Inoue, T., Ietsugu, H., Koba, T., Sasaki, H., Miyaji, N., Kitagawa, K., Sharma, P. K. and Nagasawa, T. (2013) Performance of six multi-stage hybrid wetland systems for treating high-content wastewater in the cold climate of Hokkaido, Japan, *Ecological Engineering*, **51**, 256-263.
- 10) Cooper, P. (1999) A review of the design and performance of vertical-flow reed bed system, *Water Science and Technology*, **40** (3), 1-9.
- 11) Cooper, P. (2005) The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates, *Water Science and Technology*, **51** (9), 81-90.
- 12) 加藤邦彦, 眞岡哲夫, 中山尊登, 岡崎圭毅, 中村卓司, 菅原保英, 山崎真, 信濃卓郎, 井上京, 家次秀浩, 北川勝治, 滝沢秀樹, 佐々木仁 (2013) 超高濃度有機性排水を浄化できるハイブリッド伏流式人工湿地ろ過システム, <http://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyouhou/H24/kankyou/H24kankyou015.html> (2014 年 12 月時点) .
- 13) 辻盛生, 山田一裕, 平塚明 (2010) 視界を遮らない草高の在来種を用いた植栽水路の水質浄化特性, 農業土木学会論文集, **243**, 33-40.

[論 文 要 旨]

鶏舎洗卵所の低濃度有機性排水処理において、間欠鉛直流式人工湿地を 2 基直列に用いた水質浄化システムの処理能力を評価した。初期に $6.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であった処理水の BOD (生物化学的酸素要求量) 値は、安定後は $2 \sim 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後で推移し、90%以上の減少率を示した。SS (懸濁物質) や BOD の除去はろ材の粒径が粗い湿地 1 で進み、D-BOD (溶存態 BOD) の除去は細粒のろ材を用いた湿地 2 で進む傾向が見られた。各測点の NH₄-N 濃度は微量であるが、無機化によって生じた NH₄-N が迅速に硝化され、流下に伴って NO₃-N が増加した。OTR (酸素移動速度) 平均値は $6.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であり、欧米の基準とされる $28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ より低く、負荷量の上限は確認できなかった。湿地内の滞水時間は、冬期は夏期よりも長かった。冬期間は固形有機物の分解が遅れて目詰まりが生じるものの、夏期にかけて水温が上昇し有機物の分解が進行することにより、流下能力の改善が示唆された。

キーワード: 低濃度有機性排水処理; 間欠鉛直流式人工湿地; BOD 除去; 酸化; 省エネルギー