HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	北海道北部の酪農地域における人工湿地処理水が流入する小河川の水環境と生物相
Author(s)	田中, 祥人; 山田, 浩之
Citation	Ecology and Civil Engineering, 14(2), 91-101 https://doi.org/10.3825/ece.14.91
Issue Date	2011
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/68524
Rights	© 2011 応用生態工学会
Type	journal article
File Information	091-101(Vol.14 No.2).pdf

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

原著論文 ORIGINAL PAPER

北海道北部の酪農地域における人工湿地処理水が流入する小河川の水環境と生物相

田中 祥人[1)]・山田 浩之[2)]*

1）北海道大学大学院農学院 〒060-8589 札幌市北区北9条西9丁目
2）北海道大学大学院農学研究院 〒060-8589 札幌市北区北9条西9丁目

Yasuhito TANAKA[1)] and Hiroyuki YAMADA[2)]*: Lotic environment and biota in a stream having inflow of treatment water from a constructed wetland in northern Hokkaido. ***Ecol. Civil Eng.*** **14(2), 91-101, 2011.**
1) *Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo, Hokkaido 060-8589, Japan*
2) *Research Faculty of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo, Hokkaido 060-8589, Japan*

Abstract: In 2006, the secondary reed bed treatment system has been constructed to treat sewage from milking parlor in the northern Hokkaido. This system which efficiently uses natural purification abilities has got much attention as a waste treatment facility. However, there are only a few studies about the effects of the treated effluent having high environment loads from the system on surrounding lotic environments and their biota. Therefore, we investigate the effects on stream environments and biotic communities having the effluent through biota studies and survival experiments. These experiments were done by using three representative species, that is, oriental weather fish *Misgurnus anguillicaudatus*, lake prawn *Palaemon paucidens*, and *Jesogammarus jesoensis*. The biota of the study area was poor, and a species of the family Chironomidae was dominant, and no fish species was found. The survival rates of experimental animals were higher in the two upstream sections than those of the two downstream sections in which the effluent flow. The survival rates of experimental animals significantly correlated with concentrations of DO and NH_4^-, and COD. Moreover, concentrations of DO were lower, and NH_4^- and COD were higher in the two downstream sections than those of the two upstream sections. As a result, it appears that the poverty of biota in the two downstream sections has been caused by anoxic conditions and ammonia toxicity due to the effluent of the waste treatment system.

Key words: ammonia toxicity, low dissolved oxygen stress, milking parlor, reed bed treatment system, survival

はじめに

北海道は日本最大の酪農産物生産地であり，牛乳生産量は国内の約半分を占める（農林水産省 2009a）．特に北海道の北部や東部地域は酪農の主要地域となっており，近年ではその酪農に伴う家畜の糞尿やパーラー洗浄水といった汚水流出による近隣水域の有機汚濁が問題視されている．家畜の糞尿に対しては，1999 年に酪農排せつ物法の制定・施行がなされ，管理施設の設置や処理施設の高度化，環境と調和した酪農生産への展開などによる対応が進んでいる（農林水産省 2009b）．しかし，廃棄乳や糞尿を含む施設洗浄水などの酪農雑排水に対する規制

2011 年 6 月 1 日受付，2011 年 8 月 1 日受理
* e-mail: *hiroyama@env.agr.hokudai.ac.jp*

はなく，ほとんど処理されないまま排出されている現状にある．

一方，家庭・都市排水の汚濁問題を解決する方法として，水質浄化を目的とした人工湿地が注目を集めており，西欧を中心に世界で普及しつつある（Scholes et al. 1999; Molle et al. 2005; Ramirez et al. 2005; Vymazal 2005）．人工湿地は，人工的に潅水した湿地を再現したもので，植物や微生物による塩類の取り込みや分解を利用して水を浄化する施設である．コストやメンテナンス労力が低いというメリットがある一方で，高い浄化機能を発揮させるためには広い土地を要するというデメリットがある（Knight et al. 2000; Hunt & Poach 2001; Ghermandi et al. 2007；加藤 2007）．現在も浄化効率の向上を目指して，多くの人工湿地の構造が考案されているが，その中でも窒素除去効率が高く，狭い土地でも利用可能なハイブリッド伏流式人工湿地に期待が寄せられている（Cooper 1999; Abe et al. 2008; Zhou & Hosomi 2008）．近年増加している耕作放棄地の有効利用の面からもその人工湿地の実用化が期待されている．これらを背景として，2006 年 11 月に北海道天塩郡遠別町に国内で 2 基目となるハイブリッド伏流式人工湿地が設置された．その処理水は，BOD（生物化学的酸素要求量）を除いて，排水基準内（日平均 50 m^3 以上の汚水を流出する施設の水質汚濁防止法）に収まっており，その水質浄化機能が認められつつある（井上ほか 2007；加藤 2007）．

人工湿地の処理水に限らず，北海道の酪農地域では，流量が極めて小さい川幅 1 メートル程度の小河川や水路，沢地に雑排水を放流している様子がしばしば見受けられる．このことから，対象河川に対する負荷量としては依然として高いレベルにあり，それが流入する河川の生物生息場所の悪化が懸念される．それを明らかにするためには，放流先の河川の自然浄化能力内に負荷量が収まっているかどうかを調べる必要がある．収まっていない場合には，その能力に応じた処理水の負荷量を定めることが望ましい．そうした自然浄化能力や有機汚濁の適切な負荷量に関する研究は多く，負荷量の設定にはしばしば数理モデルが用いられる（津野 1990；Wania & Mackay 1999）．その際，速度定数等のパラメータを与える必要があり，様々な河川での報告例がある（津野 1990）．しかし，それらは比較的大きな河川がほとんどであり，先の小流量の河川，負荷量が大きいという酪農地域の特殊性のある対象場での事例は限られている．そのため，そうしたモデル解析が適用可能かどうかについても不明である．また，生物の生息場所の保全を目的とした場合，4 mg/L 程度の溶存酸素（DO）濃度の維持を想定して解析が行われる（津野 1990）．しかし，対象生物によって低酸素に対する耐性が異なり，さらにその影響は気象条件などの地域性にも依存することが推測されるため，その地域に生息する生物の耐性を考慮した DO 濃度を設定する必要がある．また，DO 以外にも生物への影響の大きい物質がある場合は，その物質についても検討する必要がある．これらの問題を打開し，酪農地域に適したモデルを構築するためには，まずはそれらの地域で事例を蓄積する必要があると思われる．

そこで，本研究ではその基礎資料を蓄積するために，人工湿地の処理水が流入する酪農地域の小河川での水環境および生物相の実態を把握し，さらに処理水が水生生物に及ぼす影響について検討することを目的とした．

方　法

研究対象地の概要

本研究では，前述した北海道天塩郡遠別町のサンデイリーファームに設置されたハイブリッド伏流式人工湿地を対象とした（Fig. 1）．この地域の平均年降水量は 1024 mm（積雪期の降水量は 309 mm），年平均気温は 6.6℃で（気象庁 2007），冷涼で積雪量が多い地域である．主な農業は乳牛を主とした酪農であるが，稲作の北限地としても知られている．この地域では，ほとんどの農場でパーラー排水を隣接する小河川に直接排水しており，近隣水系の有機汚濁の原因となっている．

対象とした人工湿地は，搾乳牛約 120 頭規模のパーラーで生じた洗浄時の糞尿や廃棄乳を含む雑排水（BOD：約 9 kg/d，COD：約 30 kg/d，全窒素：約 1 kg/d）を処理するよう設計されており，その処理水（BOD：約 1.5 kg/d，COD：約 5 kg/d，全窒素：約 0.4 kg/d）を隣接する沢に 7 m^3/d 程度放流している（負荷量は吉友ほか 2007 より試算）．本研究では，処理水がその沢を経由して流入するウツツ川水系の支流の概ね 300 m 区間を研究対象区間とした（Fig. 1）．この支流は採草地の脇を流れる小河川であり（Fig. 1），調査区間の上流端から約 70 m 下流地点で沢からの表流水として処理水が流入している．対象区間の平均水面幅は 96 cm，平均水深は 12 cm である．平水時の流量は約 85 m^3/d であり，先の放流量が全て河川に流入していると仮定すると，河川流量に対して約 1 割の処理水が流入していることとなる．

調査区間・地点の設定

処理水流入の影響を処理水流入地点の上流・下流の比

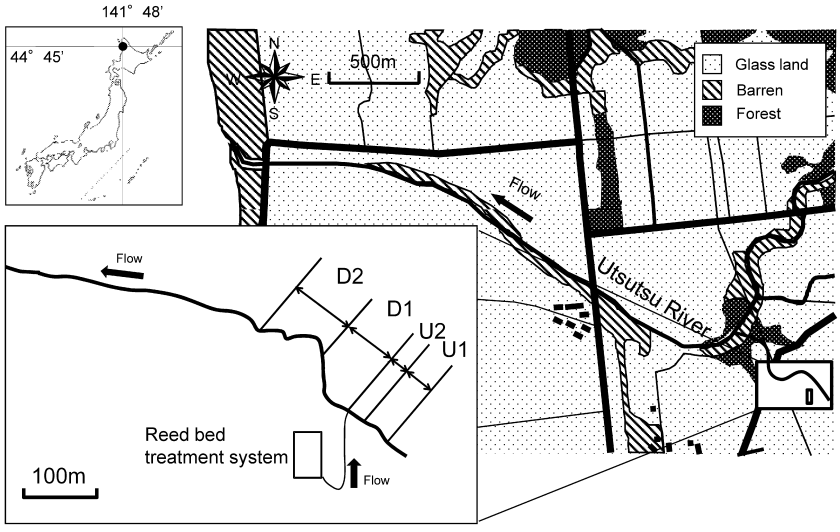

Fig. 1. Locations of the study area and sections.
研究対象地域と調査区間の位置図

較により評価するために，流入点から上流に上流区間 1（U1）・上流区間 2（U2），下流に下流区間 1（D1）・下流区間 2（D2）の 4 つの調査区間を設定した（Fig. 1）．さらに，各調査区間に区間内で概ね等間隔になるように 5 地点（合計 20 地点）の調査定点を設けた．各調査定点で測量を行い，比高と河床勾配を求めた．また，水面内に優占する植生を記録した．

生物相・水質調査

（1）生物相調査

各調査区間の調査定点 5 地点のうち 3 地点をランダムに選択し，その地点で生物相の定量調査を行った．その際，各地点の生物採捕区間長は，水路幅の 2 倍とし，努力量が等しくなるように 2 人で 10 分間，タモ網（38×38×36 cm，目合い 1 mm）を用いて生物を採捕した．全長が 1 mm 以上の生物を対象として，採捕された生物を現場で同定し種名・個体数を記録した．この調査は，2007 年 6 月 22 日に行った．

（2）生息場所環境調査

各調査区間の上流端の流心部で表層水を採水し，次の水質項目を測定した．pH・溶存酸素濃度（DO）・電気伝導度（EC）・濁度・水温は，現地にてマルチ水質計（U-21;（株）堀場製作所，京都）を用いて測定した．その後，サンプルを保冷状態で実験室に持ち帰り次の分析を行った．全溶存態窒素（TDN）および全溶存態リン（TDP）は，孔径 0.45 μm のメンブレンフィルター（A045A047；アドバンテック東洋（株），東京）で濾過後，それぞれペルオキソ二硫酸カリウム分解–紫外線吸光光度法およびペルオキソ二硫酸カリウム分解–吸光光度法により定量した．また，各種主要カチオン（Li^+，Na^+，NH_4^+，K^+，Mg^{2+}，Ca^{2+}），主要アニオン（PO_4^{3-}，F^-，Cl^-，NO_2^-，Br^-，NO_3^-，SO_4^{2-}）をイオンクロマトグラフ法によって測定した（IA-300；東亜ディーケーケー（株），東京）．一般に河川では有機物量を評価する際に生物化学的酸素要求量（BOD）が用いられるが，処理水に含まれる無機物による酸素要求量も合わせて評価するために，化学的酸素要求量（COD）の定量を行った（過マンガン酸カリウム酸性法）．さらに，水深・流速・川幅・堆積した有機物の厚さを示す堆積物厚（detritus thickness）を計測した．流速は，流心の 60% 水深でポータブル流速計（CR-11；三浦理化産業，北海道）を用いて，川幅・水深はコンベックスを用いて計測した．堆積物厚は河床に鋼尺を貫入させ，河床までの高さを計測した．これらの調査は 2007 年 6 月～11 月の間の概ね 1 ヶ月毎に行った．

調査区間の境界の計 3 地点に，自記水位計（水圧センサ：HTV-020KP；（株）ハイネット，東京，ロガー：VR-71；（株）ティアンドデイ，長野）を設置した．観測期間は 2007 年 6 月 21 日から積雪前の 11 月 9 日とし，1 時間間隔でデータを記録した．得られた水位データから水位流量曲線より流量に換算するために，水位計設置地点で増水時（2007 年 8 月 2 日）と平水時（2007 年 8 月 3 日，2008 年 8 月 15 日，11 月 14 日）に流量観測を行った．その際，流量の算出は JIS 1 点法に従った（JIS K00948.4.）．

生物の生残実験

処理水の流入が生物の生残に影響を与えていることが

考えられたため，対象河川にて生物を河川水に暴露させる生残実験を実施した．実験は前述した調査定点（合計20地点）で行った．

ウツツ川水系の支流にて行った予備調査の結果，ウツツ川水系の他の支流では，オオエゾヨコエビ（*Jesogammarus jesoensis*），スジエビ（*Palaemon paucidens*），フクドジョウ（*Noemacheilus barbatulus toni*），ウグイ（*Tribolodon hakonensis*），エゾホトケドジョウ（*Lefua nikkonis*），エゾトミヨ（*Pungitius tymensis*），スナヤツメ（*Lethenteron reissneri*）の分布が確認された．その中から，フクドジョウとスジエビ，オオエゾヨコエビの3種を選定し，生残実験に用いた．このうちスジエビはウツツ川産を用いた．それ以外の種については，実験に必要な個体数が現地で確保できなかったため，オオエゾヨコエビは石狩川水系産，フクドジョウは近縁種で入手し易い石狩川水系産のドジョウ（*Misgurnus anguillicaudatus*）を用いた．ドジョウは対象地域を含む北海道全域で生息している（北海道環境生活部環境局自然環境課特定生物グループ 2010）．

生残実験に際し，スジエビとドジョウは，それぞれ28個体，12個体をバイバートボックス（Whitlock 1977）に投入した．オオエゾヨコエビは28個体を目合い約1 mmの網袋（ポリプロピレン製）に投入した．実験に使用する個体は，各種ともにできるだけ全長を揃えるようにした．なお，各種の全長（ドジョウは標準体長）の平均と標準偏差は，オオエゾヨコエビで0.95±0.14 cm，スジエビで4.23±0.87 cm，ドジョウで7.75±0.65 cmである．それらを各調査定点で，完全に浸水するように設置し，移動しないように木製の丸棒（直径6 mm）で固定した．この設置は2007年8月3日に行った．

設置から1日経過後（8月4日）および7日経過後（8月10日）にバイバートボックス・網袋を引き上げ，各種の生残個体数をカウントし，直ちに元の位置に戻した．その際，死亡個体は分解による酸素消費を防ぐために除去した．生残率は，生残個体数を投入した個体数で除すことで求めた．さらに，生残（死亡）要因を把握するため，各調査定点で，前述した生物生息場所環境調査と同じ項目を測定した．この調査は，生残数の確認直後に毎回実施した．

データ解析

生物相・生息場所環境調査により得られたデータを用いて，調査区間を水準とする一元配置分散分析（one-way ANOVA）を行った．その際，各区間データの正規性を確保するために，各水質項目に対数変換を施した．分散分析の結果，群間に有意な違いが認められた場合は（$P<0.05$），シェッフェ（Scheffe）の方法による多重比較を行った．この分析は，下流に向かうほど上流の影響を含み，区間のデータが独立とならないが，主に処理水流入地点上・下流にあたるU2とD1の違いに着目することとして適用した．

生残率に影響を及ぼす因子を把握するために，生残実験で得られたデータを用いて，1日，7日経過後それぞれで環境変量との間でPearson's rの相関分析を行った．その際，各項目の正規性を確保するために，環境変量については対数変換，各種生残率については逆正弦変換を施した．また，PO_4^{3-}，NO_2^-，Li^+は水質分析の結果，検出限界以下であったため，相関分析の際には除外した．なお，これらの解析には，SPSS for Windows ver. 10.1.3J（SPSS Japan Inc., 東京）を使用した．

結　果

処理水流入上下流での生物相と水質の違い

対象河川の河床勾配は，処理水流入地点の上流と比べて下流で緩やかになり，細粒堆積物厚が厚くなった（Fig. 2）．また，植生はU1，U2区間ではみられなかったが，D1，D2区間ではヨシ（*Phragmites australis*）やミゾソバ（*Polygonum thunbergii*），D2区間の下流側ではミズドクサ（*Equisetum limosum*）が優占していた．

流量は，無降雨時には0 ～ 1 ×10^{-3} m^3/sと極めて小さかったが，日降水量が40 mmを超えると，流量は平常時の10倍以上まで増大し，増水後は直ちに元の流量に戻るという極端な流量変化を示した（Fig. 3）．

区間を水準とした分散分析の結果，TDN，TDP，COD，DO，EC，NH_4^+，K^+，Ca^{2+}に有意な差が検出されたが，多重比較によってU1・U2区間とD1・D2区間に有意な差が検出されたのは，TDNとK^+，Ca^{2+}であった（Table 1）．それらの変量は，U1とU2区間に比べD1とD2区間で高かった．TDN，Ca^{2+}は処理水流入直後のD1で最も高くなる傾向があった．NH_4^+に換算係数（0.7766）を乗じてアンモニア態窒素濃度に換算した結果，TDNの概ね半分の濃度を占めることがわかった．COD，NH_4^+は多重比較により区間間の差は検出されなかったが，D1区間で顕著に増加する傾向があった（Table 1）．また，DOはD2区間と他の区間の間に有意な差が認められ，D2区間の平均値は約1 mg/Lと極めて低く，貧酸素条件にあることがわかった（Table 1）．PO_4^{3-}，NO_2^-，Li^+は調査期間を通じてほとんど検出されなかった．

生物相調査の結果，出現した生物はエゾアカガエルの

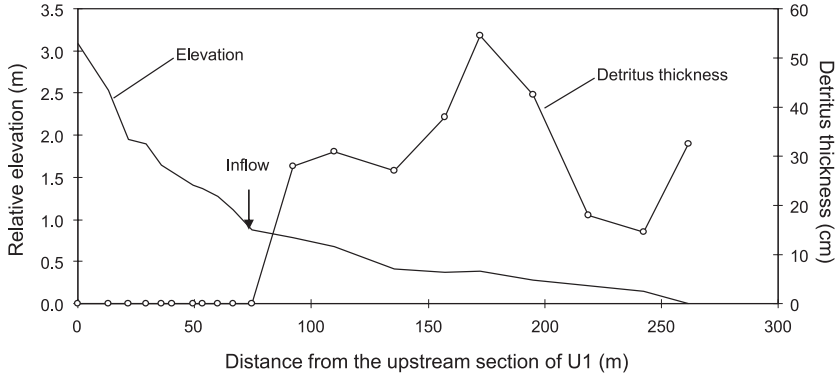

Fig. 2. Lateral profile of the stream and distribution of the detritus thickness.
研究対象河川の横断図と堆積物厚の分布

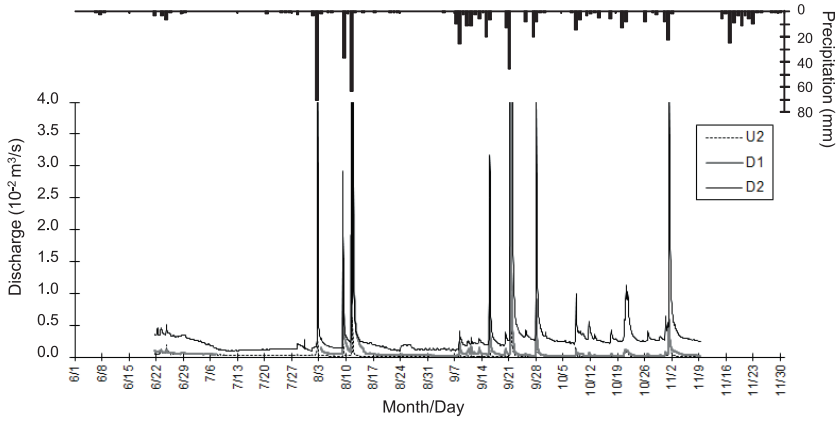

Fig. 3. Discharges at U2, D1, D2 in 2007, and Precipitation (Meteorological office 2007).
U2・D1・D2区間上流端の流量と降水量．降水量は気象庁（2007）から引用．

幼生，オオエゾヨコエビ，カゲロウ目の一種，トンボ目の一種の幼虫，ミズムシ，トビケラの一種，ユスリカの一種，アブ科の一種の幼虫，ミズスマシ科の一種の9種であった(Table 2)．これらのうちカゲロウ目の一種，トンボ目の一種，トビケラ目の一種，ミズスマシ科の一種の個体数は，全区間で多くても10個体が確認される程度で非常に少なかった．分散分析の結果では，全ての種において区間間の差は認められなかったが，オオエゾヨコエビは，U2・D1区間，アブ科の一種はD1区間で多かった．また，ユスリカ科の一種はU1・U2区間でほとんど確認されなかったが，D1・D2区間で顕著に多くなる傾向があった（Table 2）．

生残実験

実験時の流速はどの地点も6 cm/s以下であった．また，水温は17から19℃の範囲で，U1・U2からD1・D2区間の水温の差が大きく，下流区間で約1℃高かった（Table 3）．実験期間中の8月9日に出水が生じ（Fig. 3），いくつかの地点のバイバートボックスと網袋が流失してした．そのため，生残率との相関分析の際にはそれらのデータを除いた．

各種生残率の流下方向への変化に着目すると，スジエビの生残率は流入地点のある調査区間上流端から70 m付近（D1より下流）で大きく低下し，7日経過後には生残率は0％になった（Fig. 4）．オオエゾヨコエビとドジョウの生残率は，1日後は調査区間上流端から150 m付近より下流（D2区間）で大きく低下し，7日後には150 mより下流で0％になった（Fig. 4）．

各種，各経過日数での生残率と環境変量間の相関分析の結果，ほぼ全ての生残率に共通して正の相関関係にあったのはDO，流速であった（Table 4）．また，負の相関関係にあったのは，水温，COD，F^-，SO_4^{2-}，Na^+，NH_4^+，K^+，Mg^{2+}，Ca^{2+}，堆積物厚であった．特に，DOや水温

Table 1. Mean and SE of water quality variables at each section in the study period, and results of one-way ANOVA testing among sections. No significant differences among sections are denoted by same letters (Scheffé's test, $P>0.05$). 'Treated' indicate water quality of effluent water from the reed bed system. "—" indicates no data.
調査期間中の各区間における水質項目の平均値，標準誤差と一元配置分散分析結果．添え字が同じものは多重比較により有意差が認められなかったことを示す（シェッフェの方法，$P>0.05$）．'Treated' は人工湿地処理水の値を示す．"—" は欠測値を示す．

Variables	U1 ($N=4$)			U2 ($N=5$)			D1 ($N=5$)			D2 ($N=5$)			One-way ANOVA		Treated	
	Mean	SE		Mean	SE		Mean	SE		Mean	SE		F	P	Mean	SE
TDN (mg/L)	0.61	(0.05)	b	0.80	(0.09)	b	6.55	(0.62)	a	5.94	(0.62)	a	9.36	<0.01	50.94	(24.07)
TDP (mg/L)	0.03	(0.01)		0.04	(0.00)		0.53	(0.08)		0.60	(0.07)		5.53	<0.01	7.92	(5.67)
COD (mg/L)	1.80	(0.35)		2.01	(0.28)		12.27	(1.60)		14.65	(2.00)		4.81	<0.01	469.17	(421.74)
DO (mg/L)	5.52	(0.35)	b	7.64	(0.20)	b	5.51	(0.19)	b	1.05	(0.23)	a	30.94	<0.01	2.04	(0.93)
pH	5.13	(0.09)		6.01	(0.23)		6.52	(0.16)		6.45	(0.14)		2.59	0.092	6.70	(0.35)
EC (mS/cm)	18.83	(0.32)	b	21.40	(1.47)	ab	35.90	(1.91)	a	32.76	(1.77)	ab	5.43	0.010	79.20	(44.63)
PO_4^{3-} (mg/L)	0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		—	—	—	—
F^- (mg/L)	1.08	(0.34)		2.24	(0.48)		0.68	(0.17)		0.98	(0.42)		0.73	0.552	—	—
Cl^- (mg/L)	32.63	(2.70)		37.60	(1.53)		39.84	(2.26)		35.16	(2.53)		0.38	0.771	96.14	(33.26)
NO_2^- (mg/L)	0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		—	—	0.65	(0.95)
Br^- (mg/L)	0.00	(0.00)		0.04	(0.01)		0.34	(0.11)		0.00	(0.00)		1.54	0.245	—	—
NO_3^- (mg/L)	1.95	(0.28)		2.58	(0.65)		2.84	(0.54)		1.28	(0.44)		0.38	0.768	0.41	(0.82)
SO_4^{2-} (mg/L)	20.28	(3.76)		14.96	(1.65)		12.64	(0.30)		12.14	(1.01)		0.84	0.493	31.80	(45.33)
Li^+ (mg/L)	0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		0.00	(0.00)		—	—	—	—
Na^+ (mg/L)	19.08	(0.90)		19.96	(1.17)		25.02	(1.76)		25.04	(0.85)		1.29	0.315	72.87	(20.30)
NH_4^+ (mg/L)	0.00	(0.00)		0.12	(0.05)		3.92	(0.68)		4.12	(0.80)		3.36	0.047	—	—
K^+ (mg/L)	0.95	(0.07)	b	0.98	(0.09)	b	6.68	(0.17)	a	7.20	(0.43)	a	38.07	<0.01	61.15	(8.58)
Mg^{2+} (mg/L)	3.45	(0.17)		3.74	(0.27)		6.36	(0.62)		5.64	(0.23)		2.75	0.079	8.65	(9.03)
Ca^{2+} (mg/L)	3.93	(0.17)	b	4.52	(0.34)	b	11.44	(0.69)	a	10.32	(0.38)	a	14.07	<0.01	24.96	(10.85)

Table 2. Mean and SE of abundance in each section and results of one-way ANOVA ($N=3$).
各種の個体数の平均値，標準誤差と一元配置分散分析結果（$N=3$）．

Species	U1		U2		D1		D2		One-way ANOVA	
	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	F	P
Rana pirica	0.7	(0.4)	0.7	(0.4)	2.7	(0.8)	6.0	(3.5)	0.54	0.667
Jesogammarus jesoensis	2.7	(0.2)	21.7	(6.9)	17.3	(9.4)	0.0	(0.0)	1.80	0.225
Ephemeroptera sp.	0.0	(0.0)	0.3	(0.2)	0.3	(0.2)	0.0	(0.0)	0.67	0.596
Odonata sp.	0.0	(0.0)	0.3	(0.2)	0.7	(0.4)	0.0	(0.0)	0.73	0.564
Hesperocorixa distanti	1.7	(1.0)	2.7	(1.3)	1.3	(0.8)	0.3	(0.2)	0.36	0.782
Trichoptera sp.	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	0.3	(0.2)	0.0	(0.0)	1.00	0.441
Chironomidae sp.	1.0	(0.6)	4.3	(1.7)	33.3	(9.6)	33.3	(9.6)	1.77	0.231
Tabanidae sp.	0.0	(0.0)	0.7	(0.4)	5.7	(2.7)	0.0	(0.0)	1.50	0.287
Gyrinidae sp.	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	1.3	(0.2)	2.0	(0.7)	3.01	0.094

は，ほぼ全ての生残率に共通して有意な相関が認められ，1日経過後よりも7日経過後の相関係数が大きくなった（Table 4）．それ以外の環境変量については，種によって有意性が認められる変量が異なった．オオエゾヨコエビは，7日経過後に F^- と負の相関が認められた．スジエビは，1日経過後に TDN，COD，SO_4^{2-} との間に負の相関が認められ，7日経過後に Cl^-，Br^- 以外の全ての変量と有意な相関が認められた．ドジョウは，1日経過後では DO との間のみに正の相関が認められたが，7日経過後にはそれに加え Cl^-，Br^-，Na^+，水深以外の全ての変量と有意な負の相関が認められた．

ここで，各経過日数の全ての種の生残率と相関が認められた DO との関係に着目すると，全種の1日経過後の生残率は，DO が約 1 mg/L 以下になると低下する傾向があった（Fig. 5）．7日経過後では，生残率が低下し始める DO が1日経過後よりも高くなり，生残率は，DO が約 7 mg/L より低くなると顕著に低下していた（Fig. 5）．

環境変量間の関係を把握するため，生残率を求めた日ごとに環境変量間で相関分析を行った（Table 5）．全生残率と共通して有意な相関が認められた DO，水温に着目

Table 3. Mean and SD of environmental variables in two experimental dates at each section.
生残実験時の各区間における水質項目の平均値，標準偏差．

Date	Variables	U1		U2		D1		D2	
		Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
2007/8/4	Water temperature（℃）	15.80	(0.14)	16.28	(0.12)	17.34	(0.05)	17.48	(0.04)
	Wetted width（cm）	75.75	(31.15)	54.00	(14.28)	122.20	(31.80)	137.60	(41.68)
	Water depth（cm）	13.50	(6.97)	7.25	(2.33)	12.20	(6.52)	18.00	(3.29)
	Velocity（cm/s）	4.05	(1.32)	4.73	(1.32)	3.78	(1.32)	2.16	(1.08)
	Detritus thickness（cm）	0.00	(0.00)	0.00	(0.00)	24.80	(12.98)	32.40	(14.95)
2007/8/10	Water temperature（℃）	17.70	(0.19)	17.72	(0.16)	19.16	(0.14)	19.28	(0.12)
	Wetted width（cm）	66.40	(31.88)	45.80	(9.87)	127.40	(30.24)	146.20	(27.70)
	Water depth（cm）	15.66	(7.23)	7.08	(0.83)	12.32	(3.85)	16.72	(4.14)
	Velocity（cm/s）	3.24	(1.08)	3.80	(1.35)	3.24	(1.08)	1.08	(2.16)
	Detritus thickness（cm）	0.00	(0.00)	0.00	(0.00)	24.80	(12.98)	32.40	(14.95)

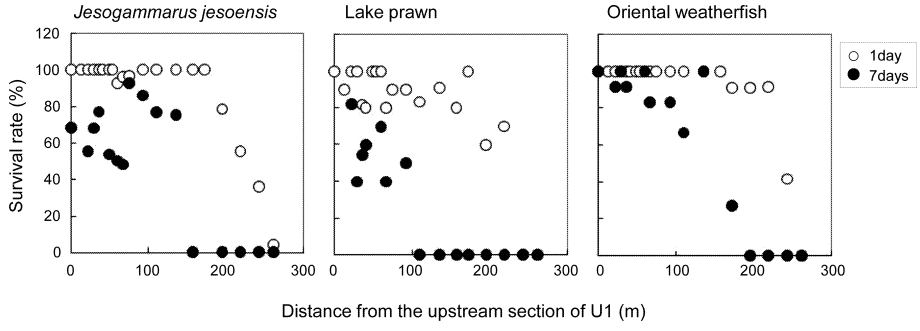

Fig. 4. Survival rates of each experimental animal in the four sections.
各種生残率の分布．

すると，DO は 1 日・7 日経過後の F^-，Cl^-，Br^-，NO_3^- を除く全ての環境変量との間に有意な相関が認められ，水温，COD，NH_4^+，堆積物厚との間に強い負の相関が認められた．

考　察

処理水流入による水環境の変化

水質項目は DO，F^-，SO_4^{2-} を除いて，処理水流入地点上流よりも下流部の（D1・D2）区間で濃度が高くなる傾向があった．特に，TDN，K^+，Ca^{2+} は，処理水流入地点の上流下流（U2 と D1）で顕著な差が現れた．これは，対象河川のバックグラウンド値の濃度よりも高い濃度の物質が，人工湿地設置後も供給されていることを示している．また，下流部ではどの成分も処理水（Table 1 の Treated）の 2 倍から 10 倍低い値を示した．これは流下過程で生じた希釈や沈殿，吸着等の物理化学的な作用や分解等の生物的作用によるためと推測される．河川の環境基準には TDN，TDP，COD の項目がないため，湖沼の環境基準値を適用すると（環境省 1993），基準値（TDN：1.0 mg/L，TDP：0.1 mg/L，COD：3 mg/L）に比べて，処理水流入地点の下流部はそれらの基準値よりも 5 倍程度高い．水質汚濁防止法の排水基準内にあることが報告されているものの（加藤 2007），環境基準値を超えるのは，河川の自然浄化能力を超えた負荷量のためと考えられる．特に，対象河川の平常時の流量が小さいため，十分な希釈効果が得られていない可能性が高い．

このほかの特徴として，DO が下流部で顕著に低下し，貧酸素条件にあることがわかった．処理直後の処理水の DO 値も約 2 mg/L と低いが，DO が最も低下するのは，最下流部の D2 区間であった（Table 1）．環境変量間の相関分析の結果，DO は水温，COD，堆積物厚をはじめとする多くの変量との間で負の相関が認められている．これは，水温の上昇にともなう酸素の溶解度の低下や有機物の分解による酸素消費のためと考えられる．また，生残実験時に下流部で U1・U2 区間に比べて約 1 ℃ほど水温が高かった（Table 3）．処理水流入地点より上流の水温が 15.8～17.7℃であることに対し，2007 年 7 月下旬の処

Table 4. Peason's correlation coefficients between survival rates and environmental variables in each exposure term. * and ** indicate significance levels at $P<0.05$ and $P<0.01$, respectively.
各経過日数での生残率と環境変量間のピアソンの相関係数．*，**はそれぞれ$P<0.05$，$P<0.01$を示す．

Survival rate	*Jesogammarus jesoensis*		Lake prawn		Oriental weatherfish	
Variables	1 day (N=19)	7 days (N=16)	1 day (N=19)	7 days (N=15)	1 day (N=19)	7 days (N=14)
pH	−0.28	−0.33	−0.41	−0.60*	−0.28	−0.54*
EC	−0.35	−0.29	−0.48*	−0.84**	−0.34	−0.61*
DO	0.63**	0.81**	0.67**	0.88**	0.62**	0.89**
Water temp.	−0.47*	−0.50	−0.54*	−0.87**	−0.44	−0.75**
TDN	−0.37	−0.34	−0.52*	−0.82**	−0.36	−0.62*
TDP	−0.29	−0.38	−0.43	−0.85**	−0.28	−0.73**
COD	−0.44	−0.36	−0.59**	−0.81**	−0.45	−0.68**
F^-	−0.01	−0.75**	0.04	−0.58*	0.16	−0.86**
Cl^-	−0.24	0.35	−0.43	0.21	−0.35	0.43
Br^-	0.18	0.10	0.22	−0.03	0.19	0.48
NO_3^-	−0.11	−0.48	−0.30	−0.87**	−0.20	−0.62*
SO_4^{2-}	−0.39	−0.42	−0.55*	−0.86**	−0.44	−0.65**
Na^+	−0.30	−0.37	−0.49*	−0.76**	−0.40	−0.35
NH_4^+	−0.40	−0.34	−0.55*	−0.89**	−0.42	−0.64*
K^+	−0.41	−0.38	−0.56*	−0.91**	−0.44	−0.65*
Mg^{2+}	−0.38	−0.42	−0.55*	−0.93**	−0.45	−0.57*
Ca^{2+}	−0.32	−0.41	−0.54*	−0.91**	−0.40	−0.68**
Wetted width	−0.13	−0.47	−0.27	−0.79**	−0.18	−0.56*
Water depth	−0.32	−0.36	−0.27	−0.70**	−0.26	−0.35
Velocity	0.32	0.61*	0.25	0.52*	0.24	0.63*
Detritus thickness	−0.36	−0.54*	−0.48*	−0.86**	−0.45	−0.66*

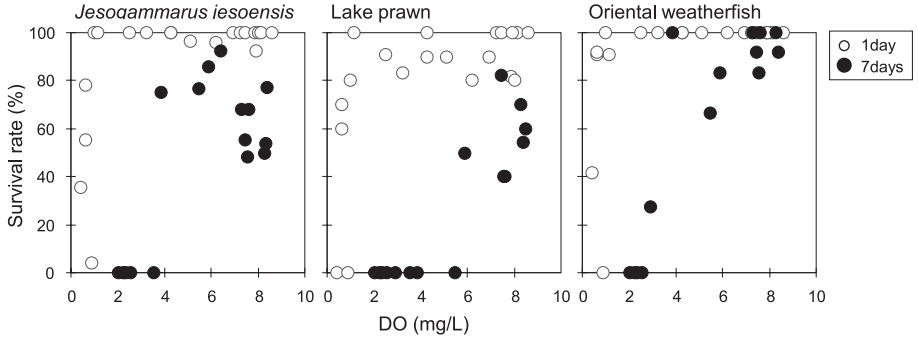

Fig. 5. Relationships between survival rates of experimental animals and dissolved oxygen (DO).
各種生残率と溶存酸素濃度の関係．

理水の水温は日平均で20～22℃まで上昇しており（井上ほか 2007），その水温の高い処理水が流入しているためと思われる．このことから，最下流部でDOが最も低下していたのは，有機物を多く含み，なおかつ温度の高い処理水の流入によって酸素消費と溶解度の低下の両方が生じたためと考えられる．

処理水流入が生物の分布・生残率に及ぼす影響

前述したように，ウツツ川水系の他の支流で多くの生物の分布が確認されている．しかし，対象河川では，それらの魚類やスジエビは確認されず，オオエゾヨコエビやユスリカ科の一種を主とする昆虫類のみが出現した．分散分析で有意性は認められなかったものの，上流からD1区間まではオオエゾヨコエビが多く，処理水流入地点の下流部（D1，D2）ではユスリカ科の一種が優占していた．ユスリカ科は，嫌気的条件に強い耐性を持つ種であることが知られており（Int Panis et al. 1996），ユスリカ

Table 5. Peason's correlation coefficients between DO concentrations and other environmental variables. * and ** indicate significance levels at $P<0.05$ and $P<0.01$, respectively.
溶存酸素濃度と環境変量間のピアソンの相関係数．*，**はそれぞれ$P<0.05$，$P<0.01$を示す．

Variables	DO	
	1 day ($N=19$)	7 days ($N=20$)
pH	−0.67**	−0.63**
EC	−0.77**	−0.77**
DO		
Water temp.	−0.78**	−0.86**
TDN	−0.77**	−0.77**
TDP	−0.75**	−0.82**
COD	−0.79**	−0.82**
F^-	−0.24	−0.82**
Cl^-	−0.57*	0.40
Br^-	0.33	0.09
NO_3^-	−0.52*	−0.82**
SO_4^{2-}	−0.78**	−0.81**
Na^+	−0.67**	−0.61**
NH_4^+	−0.83**	−0.80**
K^+	−0.83**	−0.82**
Mg^{2+}	−0.77**	−0.81**
Ca^{2+}	−0.75**	−0.84**
Wetted width	−0.76**	−0.79**
Water depth	−0.72**	−0.52*
Velocity	0.55*	0.68**
Detritus thickness	−0.86**	−0.85**

科の一種が優占するのは，先の流下に伴う溶存酸素濃度の低下に対応したものと考えられる．

一般に水中の生物は，DOの低下によって呼吸が阻害され，嫌気条件下では，窒息死する（Dean & Richardson 1999）．全経過日数・種の生残率とDOとの間に有意な相関が認められたのは，そのためと考えられる．また，生残率とDOの関係は，1日経過後に比べて7日経過後ではDOが高くても生残率が低下した．これは，本研究では1日経過後と7日経過後のデータしか取っておらず，その間にDOの低下が生じた可能性も考えられるが，暴露時間が長く，長時間溶存酸素が欠乏する状態にあったためと思われる．

いっぽう，水中のアンモニアを構成する一成分の非イオン化アンモニア（NH_3）は水生生物に対して毒性が高く，その濃度の増加は血液中のヘモグロビン量と酸素の結合作用障害や免疫機能の低下を引き起こし，生物の生存に影響を与えることが知られている（Tomasso et al. 1980; Richardson 1997; Tilak et al. 2007）．対象生物に対するNH_3の致死量に関する報告は少ないが，カラフトマス（*Oncorhynchus gorbuscha*）では，0.08 mg/LのNH_3濃度で生残率が大きく低下したという報告がある（Camargo & Alonso 2006）．ここで，NH_4^+からNH_3濃度を水温とpHを用いて算出すると（Emerson et al. 1975; Clement & Merlin 1995），処理水流入地点よりも下流では，NH_3濃度が0.1 mg/Lを超えることになる．これらのことから，生残率の低下要因としては，先のDOの低下とNH_3毒性の影響が考えられる．一般的に，DOの増加にともなう硝化作用によってNH_4^+が低下することが知られており，相関解析でもDOとNH_4^+の間に強い負の相関が得られた．これによりDOとNH_4^+は生残率に対してそれぞれ独立の要因とならないことが考えられたため，各種・各経過日数の生残率に対して偏相関分析を行った．NH_4^+を制御変数としたDOは，1日経過後のスジエビを除いて，全ての生残率との間に有意な正の相関が認められた（$P<0.05$）．また，DOを制御変数としたNH_4^+については，7日経過後のオオエゾヨコエビとスジエビで有意な負の相関が認められた（$P<0.05$）．これらは，ドジョウは低酸素耐性，オオエゾヨコエビとスジエビは低酸素とNH_3毒性の両方に対する耐性が低いことを示唆している．しかし，本結果からはそれぞれの生物に対する各耐性を完全に分離して言及することはできないため，各種生残率が処理水流入地点より下流で低下したのは，処理水によって生じた酸素の欠乏とNH_3毒性の2つの要因が混在した結果と考えるほうがよいかもしれない．

その他，各種生残率はEC，各種アニオン，カチオンなどの多くの変量との間に相関が認められたが，これらは生残率に直接影響を及ぼすとは考えにくく，生残率との間に強い相関があったDOと相関関係にあるためと考えられる．また，生残率は堆積物厚と負の相関が得られているが，これは堆積した有機物による酸素消費のためと思われる．

以上のことから，処理水流入地点より下流では有機汚濁物質を多く含む処理水の流入により，水温上昇にともなう酸素溶解度の低下，溶存態有機物濃度の増加と堆積した有機物の分解などによる酸素消費，非イオン化アンモニアの毒性物質の増加により，生残率が低下したと考えられる．対象河川の生物種が少なかったのは，人工湿地運用前の有機汚濁の影響が大きいと考えられる．しかし，生残実験より運用後も先の生物の生存を制限する要因が残されていると言える．

おわりに

本研究は，今後の周囲の生態系と調和した人工湿地の運用法を検討するために，人工湿地の処理水が流入する河川での生物相と水環境の実態を把握した．さらに，現地での生物生残実験を行うことで，処理水が生物の生残に及ぼす影響について検討した．それらの結果，処理水に含まれる有機物や非イオン化アンモニア濃度の増加によって生物の生存が制限されていると考えられた．本研究で対象とした人工湿地では，排水基準はクリアしているものの，河川生態系との調和という点では，現時点では多くの課題が残される．それは，排水基準のみが目標とされ，水生生物群集に悪影響を及ぼさない自然浄化能力に対する同化容量という視点に欠けていたためと思われる．今後は，それらを勘案して，人工湿地の浄化能力をさらに高める，降雨時に限って処理水を放流して希釈効果を高めるなどの対策を講じる必要があるだろう．

2008 年からは，浄化機能をさらに発揮させるために，排水をこの人工湿地に 2 回にわたって繰り返し流下させるシステムを採用している．これによって，2007 年の平均で約 470 mg/L あった処理水の COD が 200 mg/L 前後まで，NH_4^+も 20 mg/L 以下のレベルまで低下している（加藤邦彦 未発表）．さらに，対象河川の最下流部の D2 区間では，それ以前は 0 mg/L に近かった DO 濃度が調査期間の平均で 5.6 mg/L まで増加し，NH_4^+は 0.95 mg/L にまで低下している（山田 未発表）．これらは，河川の自然浄化能力内に収まるレベルまで処理水の負荷が低減していることを示唆している．本結果は人工湿地運用直後 1 年間の結果であるため，今後も継続してモニタリングする必要がある．

本研究では物質収支解析などの定量的な評価を行っておらず，定性的な評価に留まっているため，生息場所保全のためにどの程度の負荷が望ましいかについては言及できなかった．しかし，有機物やアンモニア態窒素，溶存酸素，水温など酪農雑排水で特に着目すべき項目を示すことができた．人工湿地がその施設だけでなく，水系全体として浄化機能を発揮し，更なる環境との調和が展開されることを望む．

今後は酪農雑排水に起因する有機汚濁の生物相に対する影響や生物の耐性をさらに詳しく調べるとともに，物質収支解析などの定量評価に基づいて，処理水放流による自然河川の変化を予測できるようにする必要がある．それらを踏まえて，河川の浄化能力に収まる処理水の負荷量が設定されることが望まれる．

謝　辞

本研究の遂行にあたり，遠別町役場の富田邦彦氏，サンデイリーファームの長谷川晃氏には現地調査の際に多大なご協力をいただいた．また，北海道大学大学院農学研究院の長澤徹明教授，井上京准教授，北海道農業研究センターの加藤邦彦氏には，人工湿地の水質データの提供とともに有益なご助言をいただいた．北海道大学大学院農林環境情報学研究室の平野高司教授と学生・院生諸氏には，有益な助言をいただくとともに現地調査を手伝っていただいた．本稿を作成するにあたり，編集委員・査読者の方には，丁寧かつ適切なコメントをいただいた．ここに記して謝意を表す．なお，本研究は農林水産省平成 19 年度先端技術を活用した農林水産研究高度化事業の補助を受けたことを付記する．

摘　要

2006 年に北海道北部に国内で 2 基目となるハイブリッド伏流式人工湿地が設置された．自然の浄化能力を応用したこの湿地は，浄化能力の高さが認められ，最近注目を集めている．しかし，その処理水は依然として高い環境負荷を持っていることが考えられ，それが流入する河川の生物生息場環境の悪化が懸念される．この人工湿地だけではなく水系全体として浄化機能を発揮し，更なる環境との調和を展開するためには，その処理水の流入河川の生物の生息場所を悪化させないように，河川の浄化能力に適した処理水の負荷量に設定される必要がある．しかし，そうした高負荷の処理水が流入する小河川での水環境や生物相に関する報告は限られていることから，まずはその処理水の影響について事例を蓄積しておく必要がある．そこで，本研究では人工湿地の処理水が流入する酪農地域の小河川で水環境および生物相の実態を把握し，さらに生残実験によって処理水が水生生物に及ぼす影響について検討することを目的とした．

生物相・生息場所環境調査の結果，処理水の流入する下流区間ではその上流区間と比べて DO 濃度が低く，NH_4^+濃度，COD 濃度が高いことがわかった．また，出現する生物種は少なく，極めて貧弱な生物相であることがわかった．下流区間のみで低酸素の環境に耐性をもつユスリカ科の一種が優占していたのも特徴的であった．

調査地近隣に生息しているオオエゾヨコエビ，スジエビ，ドジョウの 3 種を対象に生残実験を行った．その結果，各種の生残率は上流と比べて下流区間で低くなった．

各種生残率と環境変量に対して相関分析を行った結果，各種生残率はDO濃度，NH_4^+濃度，CODとの間に強い相関が認められた．これは有機物の酸素消費に伴うDO濃度低下とNH_3毒性の影響によるものと考えられた．対象河川の生物種が少なかったのは，人工湿地運用前の有機汚濁の影響が大きいと考えられる．しかし，生残実験結果から処理水流入にともなう溶存酸素低下やアンモニアの毒性など，運用後も生物の生存を制限する要因が残存していることがわかった．

今後は酪農雑排水に起因する有機汚濁の生物相に対する影響や生物の耐性をさらに詳しく調べるとともに，物質収支解析などの定量評価に基づいて，処理水放流による自然河川の変化を予測できるようにする必要がある．それらを踏まえて，河川の浄化能力に収まる処理水の負荷量が設定されることが望まれる．

引用文献

Abe K., Komada M. & Ookuma A.（2008）Efficiency of removal of nitrogen, phosphorus, and zinc from domestic wastewater by a constructed wetland system in rural areas: a case study. Water Science and Technology **58**: 2427-2433.

Camargo J. A. & Alonso A.（2006）Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. Environment International **32**: 831-849.

Clement B. & Merlin G.（1995）The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. Science of the Total Environment **170**: 71-79.

Cooper P.（1999）A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Water Science and Technology **40**: 1-9.

Dean T. L. & Richardson J.（1999）Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research **33**: 99-106.

Emerson K., Russo R. C., Lund R. E. & Thurston R. V.（1975）Aqueous ammonia equilibrium calculation: effect of pH and temperature. Journal of the Fisheries Research Board of Canada **32**: 2379-2383.

Ghermandi A., Bixio D. & Thoeye C.（2007）The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. Science of the Total Environment **380**: 247-258.

Hunt P. G. & Poach M. E.（2001）State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. Water Science and Technology **44**: 19-25.

北海道環境生活部環境局自然環境課特定生物グループ（2010）北海道ブルーリスト2010〈http://bluelist.hokkaido-ies.go.jp/〉.

井上京・吉友郁哉・加藤邦彦・家次秀浩・野々村正樹・富田邦彦・長澤徹明・関根基・清水博之（2007）ハイブリッド伏流式人工湿地による酪農雑排水の浄化と飼料用稲の栽培による資源リサイクルの可能性について．農業農村工学会資源循環研究部会論文集 **3**: 37-45.

Int Panis L., Goddeeris B. & Verheyen R.（1996）On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen stress in littoral Chironomidae（Diptera）. Hydrobiologia **318**: 61-67.

加藤邦彦（2007）伏流式人工湿地（リードベッド浄化システム）によるパーラー排水処理第2弾．Dairy Japan 6月号，22-27.

環境省（1993）環境基本法，環境省，東京．

気象庁（2007）過去の気象データ〈http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn〉.

Knight R. L., Borer R. E., Clarke R. A. & Pries J. H.（2000）Constructed wetlands for livestock wastewater Management. Ecological Engineering **15**: 41-55.

Molle P., Lienard A., Boutin C., Merlin G. & 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.

農林水産省（2009a）平成21年牛乳乳製品統計〈http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/gyunyu/〉.

農林水産省（2009b）平成21年度 食料・農業・農村白書〈http://www.maff.go.jp/j/wpaper/w_maff/h21/index.html〉.

Ramirez E., Robles E., Bonilla P., Sainz G., Lopez M., De La Cerda J. M. & Warr A.（2005）Occurrence of pathogenic free-living amoebae and bacterial indicators in a constructed wetland treating domestic wastewater from a single household. Engineering in Life Sciences **5**: 253-258.

Richardson J.（1997）Acute ammonia toxicity for eight New Zealand indigenous freshwater species. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research **31**: 185-190.

Scholes L. N. L., Shutes R. B. E., Revitt D. M., Purchase D., & Forshaw M.（1999）The removal of urban pollutants by constructed wetlands during wet weather. Water Science and Technology **40**: 333-340.

Tilak K. S., Veeraiah K. & Raju J. M. P.（2007）Effects of ammonia, nitrite and nitrate on hemoglobin content and oxygen consumption of freshwater fish, *Cyprinus carpio*（Linnaeus）. Journal of Environment Biology **28**: 45-47.

津野洋（1990）河川の自然浄化機能の数理モデル．「自然の浄化機構」（宗宮功編著），pp. 85-100．技法堂出版，東京．

Tomasso J. R., Goudie C. A., Simco B. A. & Davis K. B.（1980）Effects of environmental pH and calcium on ammonia toxicity in channel catfish. Transactions of the American Fisheries Society **109**: 229-234.

Vymazal J.（2005）Constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineering **25**(**5**): 475-477.

Wania F. & Mackay D.（1999）The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. Environmental Pollution **100**: 223-240.

Whitlock D.（1977）The Whitlock Vibert Box Handbook. Federation of Fly Fisherman, West Yellowstone.

吉友郁哉・井上京・長澤徹明・加藤邦彦・家次秀浩・富田邦彦（2007）ヨシ濾床浄化システムにおける窒素の動態．農業農村工学会北海道支部研究発表会講演集 **56**：70-75.

Zhou S. & Hosomi M.（2008）Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient polluted river water treatment using forage rice in Japan. Ecological Engineering **32**: 147-155.