

水質対策工の長期的な機能維持に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：水利基盤チーム、寒地技術推進室

研究担当者：中村和正、鶴木啓二、酒井美樹、
高須賀俊之、吉澤淳、太田日出春

【要旨】

北海道東部の大規模酪農地帯では、自然の機能を利用した水質対策工が整備されているが、その長期的機能は十分には解明されていない。本課題では、既整備の水質対策工（緩衝林帯・水質浄化池）の機能モニタリングと評価を継続して実施し、長期的な視点に立った機能評価を行う。また、これら水質対策工の長期的な機能維持を考慮した計画設計技術と維持管理方法を示す。平成 27 年度までに以下の成果を得た。

(1)水質浄化池では、流入・流出部の水質調査により浄化機能の評価した。土砂の堆積は徐々に進行しているが、現時点では大部分の施設で浄化機能に大きな変化の無いことを平水時の調査により確認した。また、降雨時の機能評価では、土砂除去の実施された施設において除去率の大幅な上昇が確認されたことから、機能の維持には定期的な管理作業が不可欠であることが示唆された。

(2)水質浄化池の除去率と周辺土壌や地下水水質、流入水の水温との関係から、浄化メカニズムについて考察した。水質浄化池の効果予測には、水質浄化人工湿地の設計式が利用可能だが、自然の中に設置される水質浄化池はデータのバラツキが大きいいため、この設計式を利用するには、さらなるデータの蓄積が必要であることが示唆された。

(3)緩衝林帯では、樹木の生育状況調査を行い、植栽後の生存率や樹高の推移、獣害状況を把握した。これらと土壌の理化学性や周辺条件を比較することで、樹木の生育阻害要因を明らかにした。この結果から、北海道東部の酪農地域において排水路沿いに緩衝林帯を整備するときの適正な植栽方法や土壌環境、望ましい周辺条件や管理方法を示した。

キーワード：水質浄化池、緩衝林帯、維持管理

1. はじめに

琵琶湖や霞ヶ浦流域など、各地において農業活動に起因した水質汚濁が顕在化しており、良好な水質環境の回復が求められている。農業由来の排水は都市下水に比べて低濃度で、降水による大量の水とともに移動するため、下水処理のような集中処理は困難かつ不経済であり、自然の機能を利用した水質浄化が期待されている。一方で、自然の機能を利用した水質対策工の計画・設計技術や維持管理方法は未確立で、整備した施設が十分に機能していない場合がある。北海道東部の大規模酪農地帯では、国営環境保全型かんがい排水事業により、排水路の附帯施設として土砂緩止林（本稿では緩衝林帯と記す）や遊水池・排水調整池・浄化型流入工（同、水質浄化池）といった自然の機能を利用した水質対策工が設置されているが、効果的な計画・設計に関する技術は確立されていない。現在も実施中の国営環境保全型かんがい排水事業が複数あり、先行地区で得られる技術的知見を後続地区

に反映することが有用である。

過年度の研究では¹⁾、林地や湿地の水質浄化機能を解明するとともに、水質対策工について整備から数年の短期間な機能を明らかにした。しかし、自然の機能を利用した水質対策工は、植生の成長などにより機能が向上する部分と土砂の堆積などにより機能が低下する部分があるため、長期的な視点にたった評価を行う必要がある。また、水質対策工の機能が十分に発揮される計画設計技術と、その機能を持続・向上させるために必要な維持管理方法を検討しなければならない。

本課題では、既整備の水質対策工（緩衝林帯・水質浄化池）について、多様な気象・水文条件下でのデータが得られるように機能モニタリングと評価を継続して実施してきた。最終年には、過年度の研究と合わせて長期的な視点に立った機能評価等を行った。また、上記の機能評価をもとに、自然の機能を利用した水質対策工の長期的な機能維持を考慮した計画設計技術と維持管理方法を

検討した。

水質浄化池については、流入・流出部の水質調査を実施し、水質浄化機能の継続性を評価した。また、水質浄化池の土砂堆積に伴う機能変化を追跡するために堆積土砂量調査を実施した。また、草地の排水路沿いに造成された緩衝林帯では、樹木の生育調査を実施し、生存率や樹高を把握するとともに、生存率や獣害率と土壌条件や周辺環境との関係を検討した。

2. 水質浄化池の機能継続性評価

2.1 調査方法

2.1.1 調査地点概要

調査は、北海道東部酪農地域で実施されている環境保全型かんがい排水事業のA地区とB地区で整備された水質浄化池で行った(図-1)。水質浄化池とは、土砂および水質負荷物質の流出を低減させることを目的として設置され、流速緩和により土砂を沈降させる堆砂域とヨシ等により水質負荷物質を吸収し水質浄化を行う植生域から構成される池状の施設である(図-2)。

現地調査は、A地区ではA-1～A-14の14箇所、B地区ではB-1とB-2の2箇所で実施した(表-1)。A-1～A-14は、A地区のモデル流域(地区の中で先行して整備が進められ、効果検証が集中的に実施された流域)に整備され、2007年より水質浄化効果の検証を継続して実施しており、水質浄化効果の長期的変化を評価することができる。B-1は、2015年に沈砂域に堆積した土砂の除去が実施されたことから、維持管理による機能の回復効果を評価した。

2.1.2 水質調査

水質浄化池の浄化効果検証のための調査として、平水時は、A地区では2007年～2015年、B地区では2011年～2015年の5月から11月に月1回程度、流入口と流出口で採水と流量観測を行った。降雨出水時は、B-1とB-2で年3回の出水を対象に自動採水器を用いて24本/回の連続採水を行った(B-2は2012年から)。採水時間間隔は前半12本が30分、後半12本が60分である。また、2012年の3月と4月に融雪出水時の採水調査を行った。採水は自動採水器を用い、1つの採水ボトルに3時間隔でコンポジット採水を行った。コンポジット採水の方法は、0、3、6、9時の採水で1試料、12、15、18、21時の採水で1試料である。ただし、採水チューブの結氷等のため、採水は一部欠落している。水質分析項目は、平水時と融雪出水時はT-NとT-P、降雨出水時はT-NとT-P、浮遊物質(SS)である。

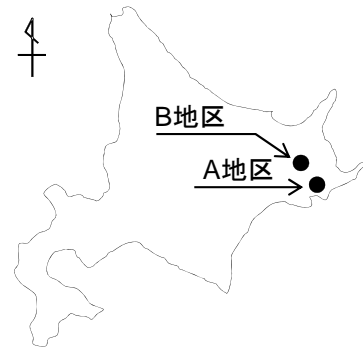


図-1 位置図

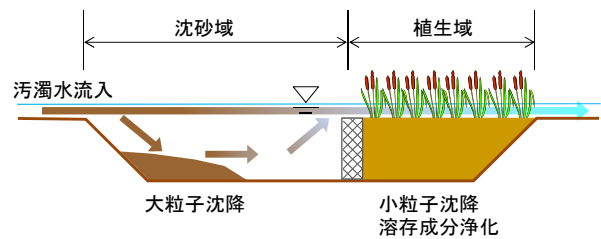


図-2 水質浄化池概略図

表-1 水質浄化池諸元

地区名	施設名	堆砂容量 (m^3)	流域面積 (km^2)	堆積土砂 量調査
A	A-1	356	0.58	○
	A-2	204	0.23	
	A-3	930	1.26	
	A-4	324	0.28	○
	A-5	126	0.21	
	A-6	359	0.39	
	A-7	115	0.09	
	A-8	48	0.14	
	A-9	259	0.22	○
	A-10	72	0.11	
	A-11	24	0.04	
	A-12	178	0.13	
	A-13	434	0.43	○
	A-14	173	0.49	
B	B-1	250	1.60	○
	B-2	137	0.42	○

2.1.3 堆積土砂量調査

水質調査を実施した水質浄化池のうち、2011年の時点で水質浄化効果の良い地点(A-1、2、9、13)と、土砂除去の予定があった地点(B-1、2)において2011年から2015年に堆積土砂量調査を実施した(表-1)。実施時期は、5月上旬と11月下旬である。現地調査では、池全体を縦横およそ10分割に格子で区切り、各格子点における堆積土砂頂部の標高を測量した。測量結果より、土砂頂部の標高と竣工時の底面標高との差から横断面ごとの堆積量を算出し、隣接する横断面との平均堆積量に横断面の距離を乗じて区間堆積土砂量を求め、区間堆積土砂量を加算して池全体の堆積土砂量とした。

2. 2 結果と考察

2.2.1 平水時の除去率と変動要因

全水質浄化池について、流入部と流出部の T-N、T-P 濃度の関係を調査年ごとに図-3 に示す。T-N は、流入濃度と流出濃度が 1 対 1 の線（以下、1:1 のラインと記す）よりも概ね下に分布しており、池を通過することで濃度低下していることが分かる。全データによる近似直線は、 $y=0.848x+0.024$ ($r=0.96$) となり、0.16mg/L 以上の流入水濃度で 1:1 のラインよりも下、すなわち水質浄化効果がみられることになる。

T-P は、1:1 のラインの上下にデータが分布しており、流出側の濃度が流入側よりも高い場合もある。全データによる近似直線は、 $y=0.645x+0.009$ ($r=0.56$) で、0.03mg/L 以上の流入水濃度で、水質浄化効果がみられることになる。本調査で得られた濃度範囲では、低濃度の範囲では浄化効果が低いという結果になったが、環境への影響が大きい比較的高濃度では、浄化効果を有することが確認された。

図-4 に全調査日の T-N 除去率（ $=$ （流入濃度－流出濃度） \div 流入濃度 \times 100）の推移を施設ごとに示す。除去率がゼロより大きい場合は、池内部で濃度が低下していることを表している。近似直線によると、経年的に除去率が変化しているようにみえる施設はあるが、データのバラツキが大きいので、経年との相関は極めて低く、相関係数が最も高い A-8 でも $r=0.40$ だった。窒素やリンの除去率が変動する要因は、①流入濃度の差異、②水温の季節変化、③水文条件の差異、④池内堆積物からの流出が考えられる。

①について、一例として A-4 流入側の全窒素濃度を時系列にみると（図-5）、調査ごとに大きく異なっていることが分かる。一般に自然の機能を利用した水質浄化施設は、濃度が高いほど除去率は高いとされており、流入濃度の変動は浄化効果の変動要因となる。なお、A-4 地点

については、経年的傾向や季節的傾向は確認されなかったが、点源に近い施設では、経年的に流入濃度が低下している場合もみられた。

②については、水質浄化メカニズムのうち、生物的作用である植物吸収や微生物による浄化作用には、低温時に浄化活性が低下し除去率が低下するという温度依存性がみられることによる（図-6）。

③については、「平水時」という条件で採水を行っているが、前歴降雨の降水量や経過日数等によって、流量や池周辺の地下水水位といった水文条件が異なることを指す。これにより、池内の滞留時間や周辺地下水との交換条件が異なり、除去率変動の一要因となると考えられる。

④については、例えば、A-3 の全リンの流入水と流出水濃度の関係をみると（図-7）、大部分のデータで流出水の方が高濃度になっていることが分かる。リンは土壤に吸着されやすいことから、洪水時に土壤と一緒に池に流入して沈殿し、この土壤に吸着されたリンが、平水時に徐々に溶出して流出するか、植物に吸収されて有機態（植物遺体や腐植）として流出することで流出側の濃度が高くなると考えられる。この影響は、窒素にもあると思われるが、平水時の流入水濃度の低いリンへの影響がとくに大きいと考えられる。

2.2.2 除去率の年平均値による機能継続性評価

前項で示したように、個々の採水データの除去率はバラツキが大きいので、これらを平均化するために、ここでは除去率の年平均値を算出して、除去機能の継続性について検討を行う。図-8 に全窒素、全リンの除去率の年平均値の推移を施設ごとに示した。経年と除去率の相関式と相関係数も示した。なお、2007 年はデータが少ないので除いた。

全窒素についてみると、図-4 と比較して経年的傾向が把握しやすくなっており、相関係数が比較的高い地点もみられるが、統計的有意性（有意水準 5%）があるのは

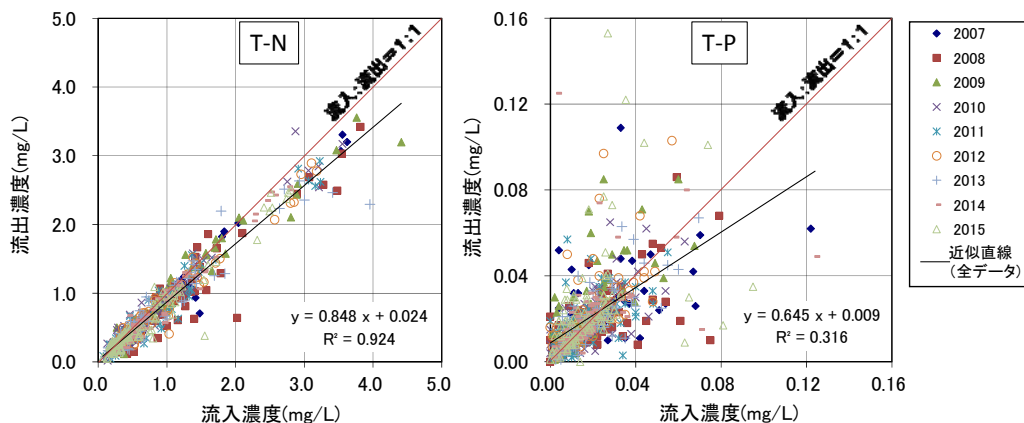


図-3 流入濃度と流出濃度の関係

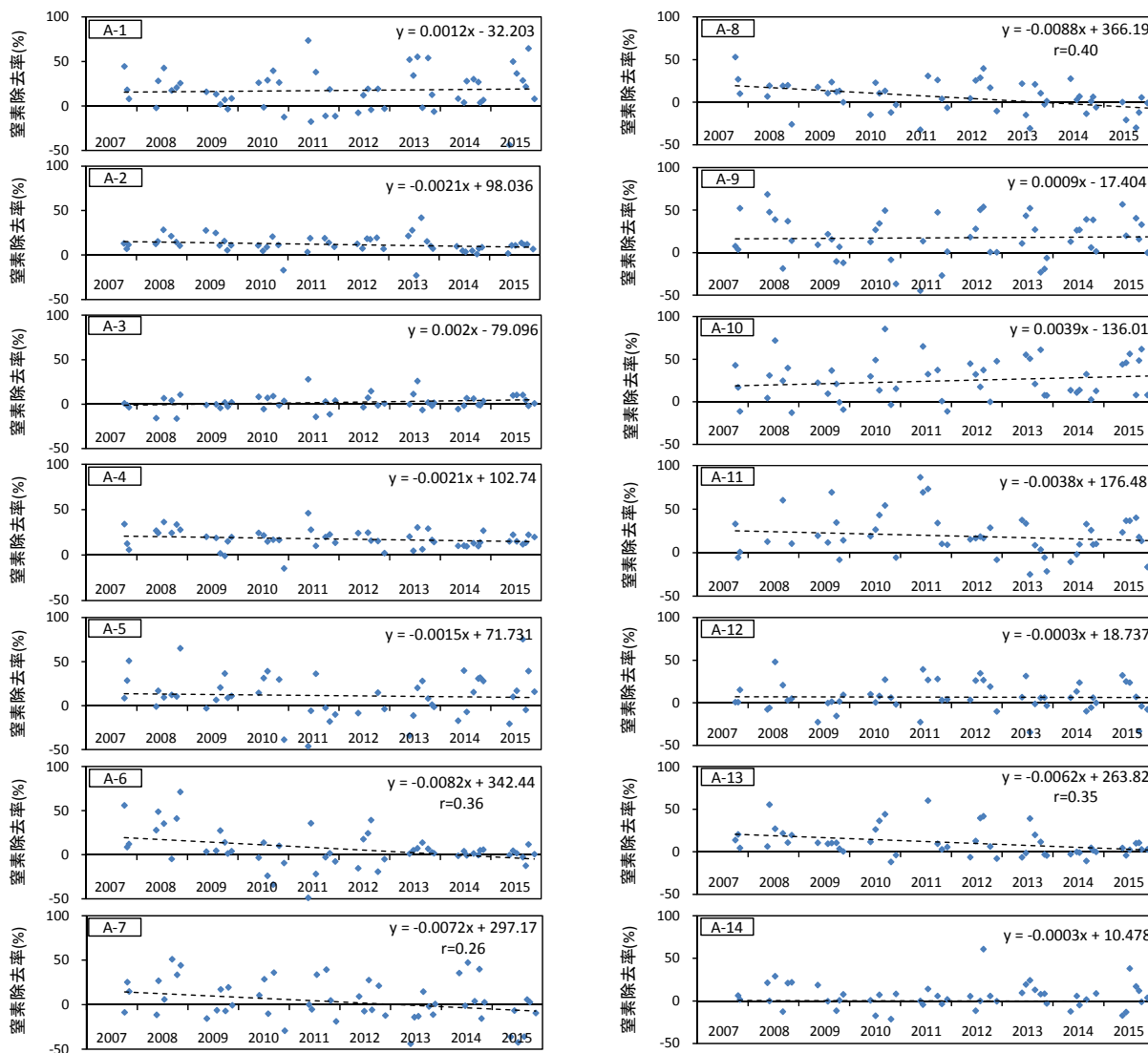


図-4 全窒素除去率の推移 (破線は近似直線、数式は近似式)

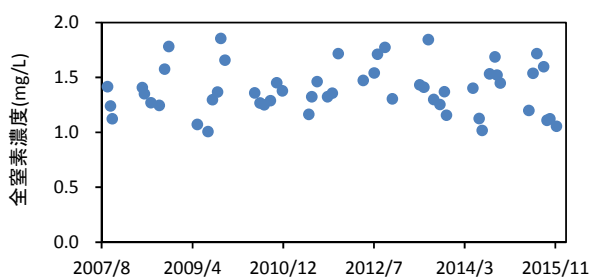


図-5 A-4 流入水全窒素濃度の推移

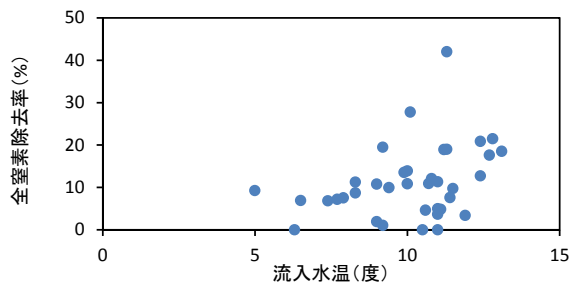


図-6 A-2 の流入水温と全窒素除去率の関係

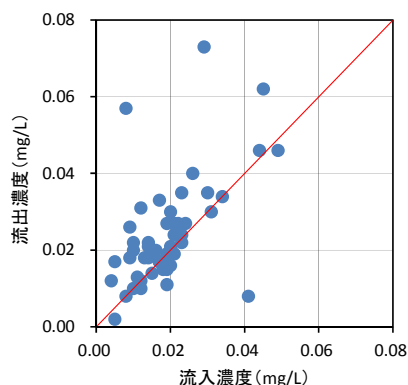


図-7 A-3 の流入濃度と流出濃度の関係 (全リン)

A-13 地点のみであった。年平均値として整理したが、依然としてデータのバラツキは大きく、現時点では、大部分の施設で浄化効果に大きな変化は無いと評価される。ただし、A-6 は、流域内の河道法面の崩れにより大量の土砂が流入して 2010 年頃から満砂状態にあるため、浄化

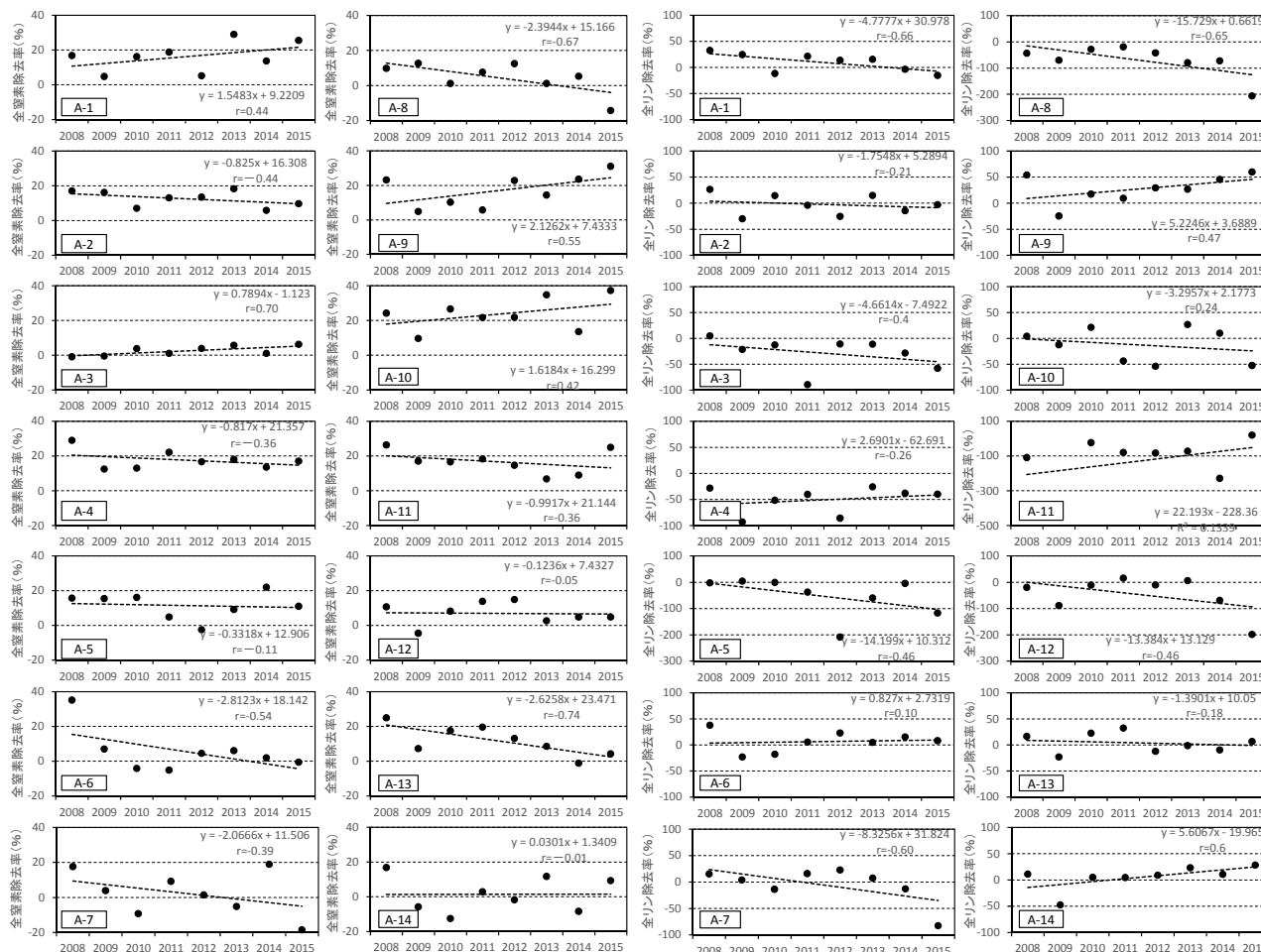


図-8 全窒素・全リン除去率年平均値の推移 (破線は近似直線、数式は近似式)

機能は失われていると考えられる。

全リンについてみると、全窒素と同様に、経年的傾向の確認できる施設はあるものの、統計的に有意に浄化効果が変化しているといえる施設は無いと評価できる。また、グラフの縦軸のスケールが異なるので分かり難いが、全窒素にくらべると、全リンの除去率は年変動が非常に大きく、かつ除去率が大きくマイナスとなる年が多くみられた。この理由として、前節で記したように、①植物遺体などの浮遊物質が試料に混入しやすいこと(マイナス値が出やすい)、②流入濃度が低いため、例えば流入: 0.001mg/L→流出: 0.005mg/Lという微少な濃度変化でも濃度低下率は-400%と算出されてしまうこと(大きな値になりやすい)が挙げられる。

2.2.3 土砂堆積状況と除去率

堆積土砂量を調査した4施設について、堆積量と窒素除去率の関係を表-2に整理した。滞留時間は、2015年11月末時点の池内の水量を平均流量で割ることで求めた。A-4は堆積容量を超過しているが、流入口付近に水面よりも高く堆積しており、実際の容量は多く残ってい

表-2 堆積土砂量と全窒素除去率の経年変化一覧

	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	滞留時間(h)
A-1 堆積土砂量(m ³)	31	62	97	115	127	7
T-N除去率(%)	19	5	29	14	25	
A-4 堆積土砂量(m ³)	229	338	543	608	605	7
T-N除去率(%)	22	17	18	14	17	
A-9 堆積土砂量(m ³)	112	127	123	154	165	15
T-N除去率(%)	6	23	14	24	31	
A-13 堆積土砂量(m ³)	386	398	627	739	821	1
T-N除去率(%)	20	13	8	-1	4	

堆積土砂量はいずれも11月末時点
T-N除去率は年平均値
滞留時間は2015年11月末時点

る。A-13は全面に堆砂しており、ほぼ満砂状態にある。

各施設とも土砂堆積が徐々に進行しており、滞留時間の減少によって除去率が低下すると予想されたが、A-13以外は経年的に低下することはなかった。このような結果となった要因の1つは、先述してきたように除去率はバラツキが大きいため、5年の調査では長期的な変化を把握するにはデータが少ない可能性が考えられる。また、A-13は、ほぼ満砂状態で滞留時間も1時間と短いため浄化効果が低下しているが、A-13以外は窒素除去に十分な

滞留時間が確保されているため浄化効果が高いまま維持されているとも考えられる。いずれにせよ、堆積土砂量と除去率の関係を検討するには、満砂状態になるまでモニタリングを継続する必要がある。

2.2.4 降雨出水時の機能

B-1 における降雨出水時の事例を図-9 に示す。降雨出水時の負荷量は時間の経過と共に変化することから、降雨出水時の浄化効果は、降雨出水のピーク全体の負荷量で比較を行う必要がある。本研究では、負荷削減率(= (1-流出負荷/流入負荷)×100) の算出には、降雨出水による負荷量ピークの立ち上がり点から負荷量変化の終了点までのデータを用いた。図-9 の事例では、10/15 の7

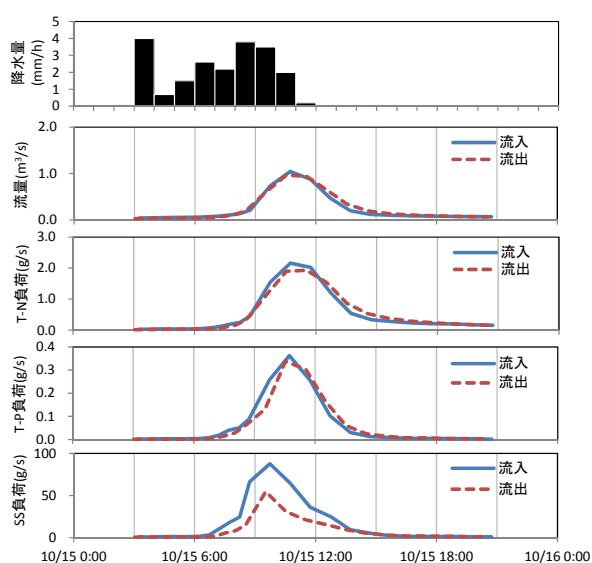


図-9 降雨出水時の水質負荷の経時変化事例 (2011/10/15 出水、B-1)

表-3 降雨出水時の負荷削減率

調査年度	採水開始日	一連降水量(mm)	負荷削減率					
			B-1			B-2		
			T-N	T-P	SS	T-N	T-P	SS
2011	9/21	81.5	7	0	35	-	-	-
	10/15	31.0	1	7	50	-	-	-
	10/22	36.5	14	11	-	-	-	-
2012	9/9	31.0	9	13	64	-	-	-
	10/1	85.0	0	-23	59	14	-19	54
	11/2	27.0	-	-	-	25	6	47
	11/7	60.0	2	1	39	27	11	42
2013	9/25	96.0	1	-1	31	-11	-37	68
	10/9	14.0	-12	-9	2	28	3	-4
	10/16	81.0	1	1	46	2	-19	56
2014	6/11	32.5	-	-	-	21	2	-14
	6/18	22.5	-13	-18	-24	-	-	-
	7/10	105.5	3	2	31	7	-13	46
	8/11	105.5	-5	-10	35	-1	-7	48
2015	9/19	161.5	-	-	-	2	2	55
	10/2	25.5	22	48	75	11	31	15
	10/8	119.0	37	50	81	1	2	49
	11/8	42.5	7	16	63	-	-	-

降水量は別海アメダス値
表中の赤線は、この間に土砂除去が実施されたことを示す。

時頃から 16 時頃までとなり、負荷削減率は T-N で 1%、T-P で 7%、SS で 50% だった。

表-3 に全出水の負荷削減率を示す。B-1 は 2015 年 7 月に池に堆積していた土砂が除去されたことから、前年までに比べて、各水質成分とも除去率が向上(回復)した。

各水質成分についてみると、SS は土粒子の沈降により、負荷が大きく削減された出水が多かったが、降水量の少ない小出水では、削減率がマイナスとなることがあった。降水量が多い場合は流量が多く、粒径の大きな土砂が流入することで、沈砂の効果が大きくなり、削減率が高くなる。一方、降水量が少ない場合は、粒径の小さな土砂の流入割合が多いため、沈砂の効果が少なく、さらに、沈砂池内に堆積していた微小な土砂の再流出が沈砂の効果と比べて相対的に多いことで、削減率がマイナスになると考えられる。

T-P については、リンは土粒子に吸着されやすいので、洪水時は土粒子の沈降より削減率が高くなると予想された。しかし、2014 年までは両施設とも、削減率がプラスとなる出水はあったが、SS ほど高い削減率ではなく、SS 削減率との関連は見られなかった。T-P 削減効果が小さい要因は、リンが吸着している粘土粒子のような細粒土砂の沈降が少ない、または、再流出によるものと推測された。一方、土砂除去の実施された B-1 では 2015 年は T-P の除去率が大幅に向上した。これは、土砂が除去されたことにより、粘土粒子のような細粒土砂の沈降機能が回復したことによると思われる。

T-N は、B-2 では高い削減率となる場合はあったが、大規模出水では低く、マイナスとなる場合もあった。B-1 は 2014 年までは B-2 よりも削減率が低かったが、土砂が除去されたことにより、2015 年は B-2 よりも高い除去効果を示した。

2.2.5 融雪出水時の機能

(1) 融雪出水期間の設定

2013 年の融雪期調査における B-2 の流量と気象データを図-10 に示す。気象データは別海アメダスのデータを用いた。観測開始後は気温の低い日が続く、流量の増加はほとんど無かった。3/18、3/19 に平均気温がプラスで降雨があり、流量は増加したが継続せず、その後の低温で 3/27 まで流量の増加はほとんど無かった。融雪による継続的な出水が始まったのは 3/28 からで、4/7 の降雨時にピーク流量を観測し、4/11 に継続的な出水開始前の流量まで減少した。よって、本稿では、2013 年の融雪出水期間を 3/28 から 4/11 までとした。B-1 も同様とした。

(2) データ整理

調査方法で記したように、採水は自動採水器で行ったが、チューブ内の結氷により採水に欠落があり、水質データに欠測がある。そこで、収集できたデータから L-Q 式（流量－負荷量関係式）を作成し、流量から欠測部分の負荷量を推定することとした。B-2 地点の融雪出水期間の全窒素、全リン負荷量の推移を図-11 に示す。

(3) 負荷削減量

表-4 に融雪出水期間の負荷削減率を示す。負荷削減率は降雨出水時と同程度であった。融雪期は夏季と比較して水温が低いことにより、生物的浄化機能が低下すると考えられるが、前項で示したように、降雨出水時も生物的浄化効果が相対的に低いことから、このような結果になったと考えられる。

2. 3 小括

本章では、水質浄化池において浄化機能の継続性評価を行った。2007 年より調査を継続している A 地区の施設全体では、全窒素は大部分のデータに除去効果が確認された。全リンは低濃度の範囲では浄化効果が低かったが、環境への影響の大きい比較的高濃度では浄化効果がみられた。施設ごとに算出した除去率の経年変化の検討では、データのバラツキが大きく、一部の施設では除去率の低下傾向がみられたが、大部分の施設で、全窒素、全リンとも浄化効果に大きな変化は無いという結果となった。調査対象の大部分の施設が満砂状態となっていないことから、全窒素・全リン除去効果の機能継続性を評価するにはさらなるデータの蓄積が必要である。ただし、データのバラツキが大きいため、採水間隔を密にするなど、調査方法の改良が必要と考えられる。

洪水時の機能として、B 地区の 2 施設で夏季降雨出水時と融雪出水時の負荷削減率を評価した。降雨出水時は沈降作用で SS 負荷は削減されたが、窒素とリンについては、出水規模によっては池に貯留されていた成分の再流出により削減率がマイナスとなることもあった。しかし、土砂の除去の実施された施設では大幅な機能の向上が確認されたことから、機能の維持には定期的な管理作業が不可欠であることが示唆された。

3. 水質浄化池の浄化メカニズムの解明

3. 1 本章の目的

自然の機能を利用した水質浄化施設は、休耕田を利用したものや排水路内での礫間浄化など様々な手法が考案され、全国で多くの設置事例がある²⁾。また、これら施設の浄化効果のデータも蓄積され、類似施設の設計にお

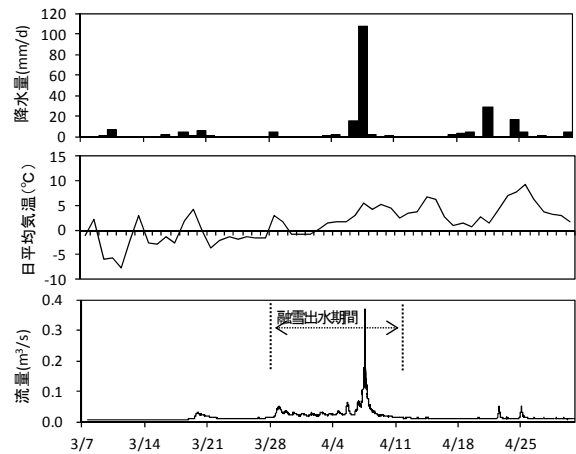


図-10 融雪調査期間の流量 (B-2 地点、2013 年)

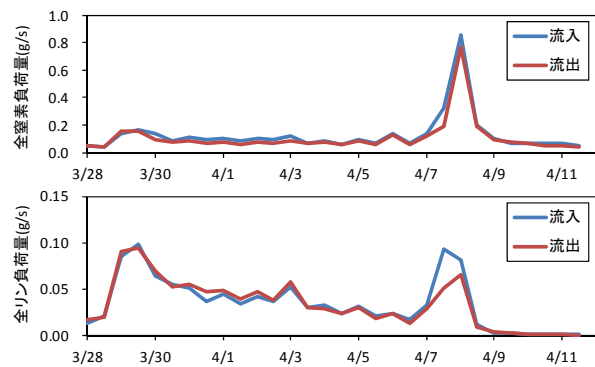


図-11 全窒素、全リン負荷量の推移 (B-2、融雪出水期間)

表-4 融雪出水期の負荷削減率

	負荷削減率 (%)	
	T-N	T-P
B-1	3	2
B-2	15	3

いて参考となる資料も多い³⁾。これら資料を基にして施設設計することで、浄化効果を予測することができる。しかし、本研究で対象としている水質浄化池の設置条件（流量、濃度、気象、周辺土壌等）に類似した施設は当地域以外になく、後継事業での計画・設計の高度化には、既整備施設の効果検証から浄化効果（除去率）と設置条件との関係を明らかにする必要がある。そこで、本章では、周辺土壌や周辺地下水水質、水温と浄化機能の関係について検討した。

3. 2 立地条件と浄化機能の検討

3.2.1 検討の目的

前章で検討対象とした A 地区に整備された水質浄化池は、全体的には水質浄化機能が良好に発現していると評価できる。一方で、同様な設計手法で整備された施設であっても、浄化効果が十分に発現されない施設もある。事業を実施した国土交通省北海道開発局の報告では、B

地区に隣接するC地区で整備された水質浄化池で十分な浄化効果が出ていない状況が示されている⁴⁾。その要因として、流入濃度が低いことや植生域の植物が十分に生育していないことなどが挙げられている⁵⁾。また、このような施設でも、流入水のBOD濃度が高いときは浄化率が高い場合もあることを示しているが⁶⁾、そのメカニズムは不明なままである。今後、同様の施設を整備するにあたり、蓄積されたデータを解析することで浄化効果が発現されない場合の要因を特定できれば、計画設計技術の高度化に向けて有益な情報になると考えられる。

本節では、整備から10年程度経過した施設を対象に、蓄積された水質データから、流入条件や立地条件と水質浄化機能について考察した。

3.2.2 調査方法

解析に使用したデータは、C地区で2003年に整備された水質浄化池C-1において、国土交通省北海道開発局で実施された平水時の水質調査結果である。C-1は前章の水質浄化池と同様に流入側に沈砂域、流出側に植生域がある池状の施設で、幅が13~15m、堆砂域面積2,610m²、植生域面積850m²である。土地利用状況はA地区とC地区で違いはなく、流域全体が草地利用されている。C-1の立地条件がA地区の施設と異なる点は、A地区の土壌が厚層（または湿性厚層）黒色火山性土であるのに対し、C-1周辺は低位泥炭土が広がっていることである⁷⁾。

現地調査は、2003年から2010年の6月から11月に月1回程度、流入・流出口での採水と流量観測が実施された。検討に用いた水質項目は、T-N、硝酸態窒素(NO₃-N)、アンモニア態窒素(NH₄-N)、有機態窒素(TON)、化学的酸素要求量(COD)、生物化学的酸素要求量(BOD)、溶解性鉄(D-Fe)である。

3.2.3 窒素の浄化状況の解析

図-12に、C-1の窒素成分の浄化状況を示す。T-Nは、1:1のライン付近に均等に分布し、平均濃度は流入が1.38mg/L、流出が1.36mg/Lで除去率は1%とA地区の平均に比較して低い。窒素の各形態についてみると、NO₃-Nは大部分のデータで1:1のラインよりも下、すなわち除去率がプラス側に分布し、平均濃度は流入が0.92mg/L、流出が0.82mg/Lで除去率は11%であった。NH₄-Nは低濃度であり、除去率は平均で0%とT-N濃度低下率の高低にはほとんど影響しない。TONは1:1のラインよりも上に分布するデータが多く、平均濃度は流入が0.37mg/L、流出が0.45mg/Lで除去率は-22%である。数値上は、NO₃-Nの濃度低下とTONの濃度上昇が相殺されてT-Nの濃度低下率がほぼゼロになっていることになる。

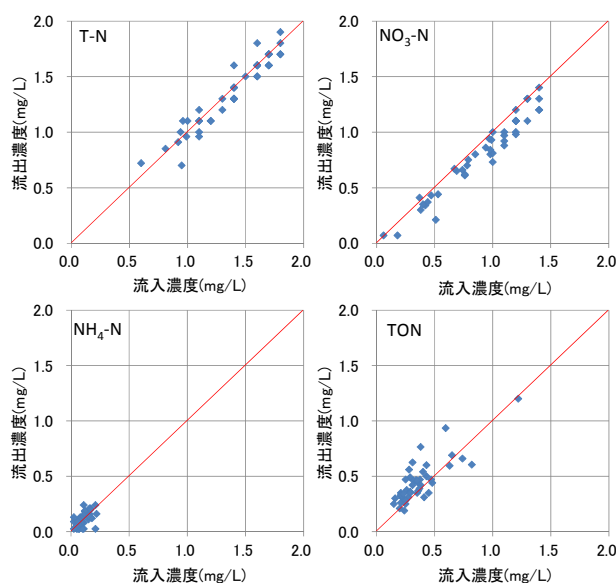


図-12 C-1の流入水と流出水の窒素濃度
(2003~2010年全データ)

3.2.4 課題整理

これまでの国土交通省北海道開発局の報告や寒地土木研究所が現地で行った水質対策工の調査、自然の機能を利用した水質対策施設の一般的性質などから、C-1で浄化効果が低い理由として、以下が想定される。

- ① 滞留時間
- ② 植生域の広さ
- ③ 流入水の濃度
- ④ 池内で発生する藻類の流出
- ⑤ 泥炭の分解

①については、滞留時間が長いほど浄化される時間が長いこと有利である。C-1の滞留時間は池の容量と平水時の平均流量から約9時間と算出され、先に示したA地区のA-1、A-13よりも長く、主な要因とはいえない。②については、一般に、植生が十分に発達していると溶存成分の浄化が促進されると考えられる。C-1は植生域の面積が施設全体の約25%でヨシの成長も良好である。一方で、A地区の水質浄化池で、十分に植生が揃っている施設はA-3、A-9のみであり、植生のほとんど無い施設でも浄化機能は良好であるため、これもC-1の浄化状況を説明できる要因とはならない。③については、流入水のT-N濃度の平均は1.4mg/Lであり、A地区の施設の平均値よりも高く、これも要因ではない。よって、次項以降で、④と⑤について詳細に検討する。

3.2.5 藻類の発生と有機態窒素の関係

NO₃-Nが削減されてTONが増加していたことから、NO₃-Nが藻類などに取り込まれて（すなわち有機化され

て) 減少し、枯死した藻類が流出することでTONが増加していると考えられる。この仮定が正しければ、TONの増減は池内部の有機物の増減と関連しているはずである。そこで、枯死した藻類のような易分解性の有機物の指標になるBODとの関連を検討する。まず、流入・流出部のBOD濃度の関係を見ると(図-13)、TONと同様に1:1のラインよりも上に分布するデータが多いことが分かる。しかし、TONの濃度低下率とBODの濃度低下率の関係を見ると無相関であった(図-14)。つまり、池内部におけるTON濃度の上昇はBOD濃度の上昇、すなわち池内で発生する藻類の流出(前項の④)とは無関係ということになる。

3.2.6 泥炭の分解と有機態窒素の関係

前項において、藻類の流出とTONの濃度上昇に関係の無いことを示した。また、図では示さないが、NO₃-Nの除去率とTONの除去率の相関は高くはないことから(負の相関、 $r=0.63$)、NO₃-Nが有機化されてTONが増加するという池内部での形態変化以外にも、TONを増加させる有機物の供給源があることになる。

そこで、BOD以外の有機物の指標としてCODとTONの関係について検討する。まず、流入・流出部のCOD濃度の関係を見ると(図-15)、データは少ないが、TONと同様に1:1のラインよりも上に分布するデータが多いことが分かる。つぎに、除去率についてTONとの関連をみると(図-16)、BODの場合とは異なり高い相関関係がみられ

た。すなわち、池内部におけるTON濃度の上昇はCOD濃度の上昇と関連が強いことになる。

ここで、COD濃度を上昇させる有機物の供給源として分解された泥炭からの溶出が予想される。既往の文献では⁹⁾、分解の進んだ泥炭地の地下水は、CODとD-Fe濃度が高いことが示されている。そこで、流入・流出部のD-Fe濃度の関係をみた(図-17)。すべてのデータで1:1のラインよりも上に分布しており、除去率は-48%と大幅に濃度上昇していた。人為的な排水等の流入は無いことから、濃度上昇の要因は泥炭の分解以外に考えられない。C-1は周辺地盤よりも低く掘下げられて造成されているため、池周辺の地下水位は低く、乾燥によって泥炭の分解が進んでいると考えられる。そのため、周辺地下水中のCODやD-Fe濃度が高くなり、これが池に溶出しているものと考えられる。

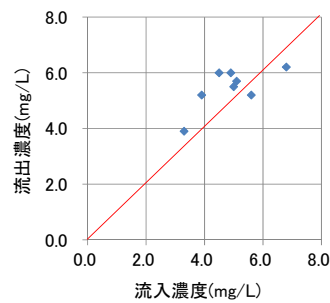


図-15 C-1の流入水と流出水のCOD濃度(2009年全データ)

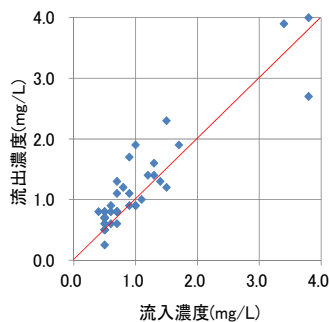


図-13 C-1の流入水と流出水のBOD濃度(2004~2010年全データ)

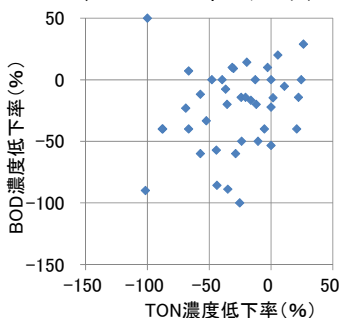


図-14 C-1のTONとBODの濃度低下率の関係

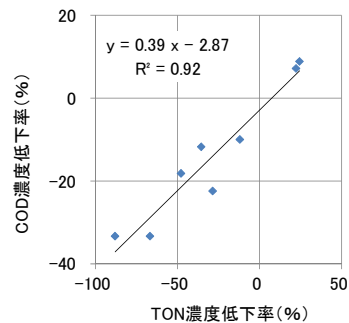


図-16 C-1のTONとCODの除去率の関係(2009年全データ)

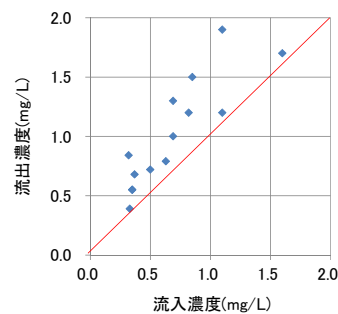


図-17 C-1の流入水と流出水のD-Fe濃度(2008、2009年全データ)

以上より、池内部でのTONの増加は、池周辺の泥炭の分解に起因した有機物の溶出によるものであり、このことが、C-1で窒素除去率が低い主要因と考えられる。泥炭の分解は地下水位の低下による乾燥が原因であり、当施設のように泥炭土の地盤を深く掘り込んだ形状の施設では、同様な水質状況であることが予想される。

3.3 周辺条件と浄化効果の関係

3.3.1 検討の目的

前節にて、泥炭土に造成された水質浄化池C-1は、泥炭の分解に由来する有機態窒素の溶出により、窒素の浄化効果が低いことを明らかにした。一方、2章で検討したA地区の水質浄化池のなかには泥炭土に造成されながら浄化効果の高い施設もあった。本節では、水質浄化池周辺の地下水水質を観測し、水質浄化池の周辺条件と浄化機能について調査した結果を報告する。

3.3.2 方法

現地調査は、A地区の全施設14カ所で実施した。調査内容は、池の流入部と流出部および周辺地下水の採水と流量観測である。周辺地下水の採取は、図-18に示すように、池間際で地下水採取孔の底面が池の水面よりも下

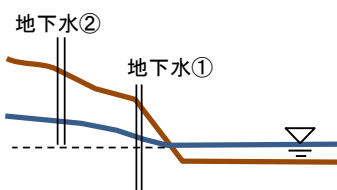


図-18 水質浄化池周辺地下水の観測位置

に位置する地下水①と、池から離れ地下水採取孔の底面が池の水面よりも上に位置する地下水②に分けて実施した。採水のタイミングは、2章と同様に平水時である。対象とした水質分析項目はT-Nである。

また、池内をメッシュ状に深淺測量を実施して貯水量を求め、これを流量で割返すことで、流入水の池での滞留時間を算出した。

3.3.3 結果と考察

結果一覧を表-5に示す。表中の「浄化率の変化」は、図-8に示した経年と全窒素除去率の変化の関係で、相関係数 r が0.4以上では、除去率が上昇傾向にあるということによって「↑」、-0.4以下では、除去率が低下傾向にあるということによって「↓」とした。-0.4< r <0.4の場合は、除去率の変動係数（標準偏差÷算術平均×100(%)）を算出し、変動係数が100%未満では、除去率に変化なしと判定して「→」とし、100%以上では、除去率の年変動が大きいと判定して「変動大」と記した。なお、変動係数は、2つ以上の集団について、それぞれのデータのばらつき程度を相対的に評価（相互比較）するもので、ばらつき程度を絶対評価するものではない。

水質浄化池の浄化機能は、周辺条件や経年により様々な状況を呈するが、以下のようなことが共通の事項として分かった。①湿地環境に立地する場合、高い浄化能を示す。②火山灰土に立地する場合、周辺地下水濃度が低く、高い浄化能を示す。③元々湿地（泥炭土）で、池の造成により乾燥化した場合、泥炭の分解が進行すること

表-5 周辺環境や地下水水質、滞留時間と浄化率の関係

地点名	窒素 浄化率 (平均)	浄化率 の変化	T-N濃度(mg/L)			滞留 時間(h)	周辺環境	浄化状況の判定と分類
			流入水	地下水①	地下水②			
A-1	16	↑	0.28	0.29	1.03	6.7	湿地	湿地環境に立地し、高い浄化能。
A-2	13	↓	2.5	0.26	0.27	2.8	湿地	湿地環境に立地し、高い浄化能を有するが、土砂の堆積により機能低下。
A-3	2	↑	1.2	1.1	1.6	4.3	火山灰土	当初より滞留時間が短く、さらに周辺地下水濃度が高いことにより、低い浄化能。
A-4	18	→	1.4	0.53	0.63	7.2	湿地	湿地環境に立地し、高い浄化能。
A-5	11	→	0.46	0.59	3.4	17.6	乾燥(泥炭)	泥炭の分解に由来した高濃度の地下水が周辺に存在するが、池自体の湿地化により、近年除去率が上昇傾向にある。
A-6	5	↓	0.42	0.86	1.5	満砂	乾燥(泥炭)	泥炭の分解に由来した高濃度の周辺地下水により、浄化機能が低い。土砂堆積による機能低下。
A-7	2	変動大	0.30	0.34	2.4	15.7	乾燥(泥炭)	泥炭の分解に由来した高濃度の周辺地下水により、浄化機能が低い。
A-8	4	↓	0.30	0.24	1	10.9	乾燥(泥炭)	泥炭の分解に由来した高濃度の周辺地下水により、浄化機能が低い。
A-9	17	↑	0.69	0.26	0.32	14.5	火山灰土	火山灰土に立地し、高い浄化能。
A-10	24	↑	0.33	0.33	0.49	11.2	火山灰土	火山灰土に立地し、高い浄化能。
A-11	17	→	0.74	0.27	—	満砂	火山灰土	浄化状況不明。
A-12	7	→	0.93	1	1.4	6.2	乾燥(泥炭)	泥炭の分解に由来した高濃度の周辺地下水により、浄化機能が低い。
A-13	12	↓	0.59	1.8	0.35	0.8	火山灰土	土砂堆積による機能低下。
A-14	1	変動大	0.50	0.37	—	1.5	火山灰土	浄化状況不明。土砂堆積による機能低下。

で地下水位濃度が高くなる。このことが、除去率のバラツキや経年的な低下の要因になる。④立地環境に関わらず、土砂の堆積が進行すると浄化能は低下する。

水質浄化池の窒素除去率について周辺環境との関係を整理したが、例外も多くあった。また、表-8に掲げた各施設の条件を、すべての施設について整備前に観測・予測することは困難である。このことは、当該施設のような条件で設置される浄化施設の効果を事前に予測することは困難であることを示唆するものである。すなわち、計画・設計の段階で予測した除去率の達成状況は、個別の施設ごとの評価ではなく、全体の平均として評価すべきものである。逆にいうと、計画・設計の段階での除去率の予測値も、今回のような先行事例を元に設定されるべきものであり、かつ事業の進行とともに変更すべきものであろう。

3.4 浄化機能の温度特性の検討

3.4.1 検討の目的

自然の機能を利用した浄化施設の浄化メカニズムとして生物的作用がある。窒素の場合、植物体による取り込み(有機化)、有機物の分解(無機化)、硝化、脱窒などがある。これらは微生物の働きによるものであり、温度が低下すると活性も低下する。本節では、水質浄化池の浄化機能の温度特性について検討する。

3.4.2 調査方法

検討対象は2章で検討したA地区の14施設である。2013年の採水調査時に流入・流出水の水温を計測した。また、池内をメッシュ状に深浅測量を実施して貯水量を求めた。検討の対象とした水質項目はT-N、NO₃-Nである。

3.4.3 結果と考察

全データについて、T-N除去率を算出し、時系列に整理した(図-19)。施設ごとのばらつきは大きいですが、中央値をみると、7月末の3回目調査をピークに、10月以降で除去率が大きく低下していることがわかる。これは、水温の低下により、生物学的な浄化作用が生じにくくなるためと予想される。そこで、除去率が0%以上のデータについて、水温(流入水温と流出水温の平均値)との関係をみると(図-20)、10°C以下で除去率が低下することが分かる。この温度は既往の文献⁹⁾の値と合致する。

当該施設は、浄化メカニズムに鑑みると一般的に人工湿地(湿地処理)と呼称される水質浄化施設の設計手法を適用できると考えられる。既往の文献では¹⁰⁾、人工湿地における流入濃度(C_{in})と流出濃度(C_{out})には、以下の関係がみられるとしている。

$$C_{out}/C_{in} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (1)$$

$$K_T = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

K_T: T°Cの時の温度依存一次反応速度 [d⁻¹]

K₂₀: 20°Cの時の温度依存一次反応速度 [d⁻¹]

t: 水文学的滞留時間 [d]、θ: 脱窒温度定数

そこで、NO₃-Nについて除去率が0%以上のデータを対象に、(1)式からK_Tを算出した。tは貯水量を流量で割ることで求めた。図-21で水温との関係を見ると、T-N除去率と同様に水温10°C以下でK_Tは低い値を示した。NO₃-Nの除去はおもに脱窒によるため、水温が低下したことで脱窒活性が低下したと考えられる。一方、10°C以上であっても、K_Tが低い場合もみられた。要因として、同程度の浄化率で滞留時間の長いデータがあること、同程度の滞留時間でも流入濃度が低いため除去効果が低いデータがあること、同一の地域でも立地環境の違いによりK_Tの特性(すなわち式(2)のK₂₀)が施設ごとに異なる可能性のあることなどが考えられる。

3.5 小括

本章では、水質浄化池の除去率と周辺土壌や周辺地下

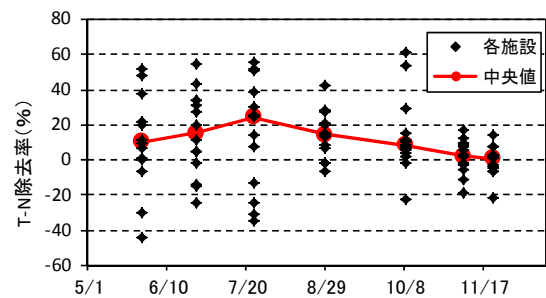


図-19 T-N 除去率の推移

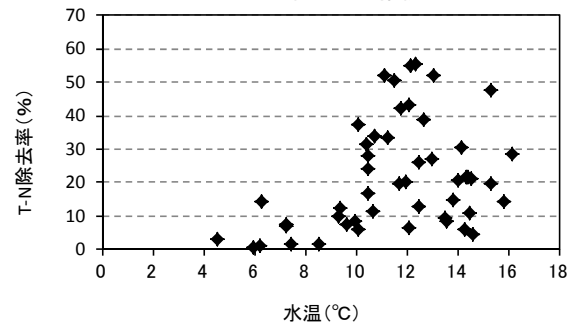


図-20 T-N 除去率と水温の関係

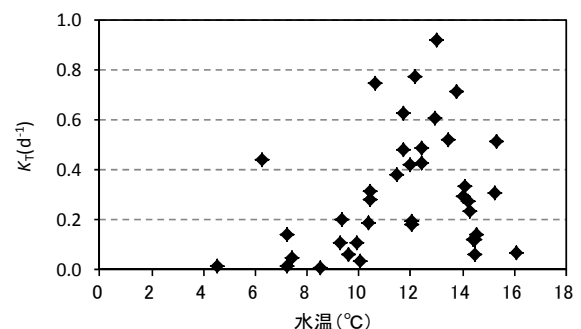


図-21 K_Tと水温の関係(NO₃-N)

水質、水温と浄化機能の関係について検討した。

北海道東部酪農地域の排水路沿いには泥炭土が分布しており、ここに立地する水質浄化池は、地下水位の条件によっては泥炭が分解することで窒素成分が溶出し、窒素の除去率が低くなる可能性のあることが示唆された。また、水温が低下することで除去率が低下することを示した。

水質浄化池の窒素除去率について周辺環境との関係を整理したが、例外も多くあった。水質浄化に関わる条件・項目は多く、すべての施設においてそれらを整備前に観測・予測することは困難である。このことは、当該施設のような条件で設置される浄化施設の効果を事前に予測することは困難であることを示唆するものである。すなわち、計画・設計の段階で予測した除去率の達成状況は、個別の施設ごとの評価ではなく、全体の平均として評価すべきものである。逆にいうと、計画・設計の段階での除去率の予測値も、今回のような先行事例を元に設定されるべきものであり、かつ事業の進行とともに変更されることが望ましいと考える。

4. 緩衝林帯の生育状況

4.1 目的

国営環境保全型かんがい排水事業において、浄化型排水路の付帯施設として整備されている緩衝林帯が草地と排水路の緩衝域として機能するためには、樹木の生育と適正な土壌物理環境が重要であるが、適切な整備方法や整備後の状況など不明な点が多い。土壌については、整備後の状況として樹木の生育に適切な環境であるか、十分な透水性があるか、これらを確保するにはどのような整備を行うべきか不明である。樹木については、排水路沿いの草地に植樹する際の適正な樹種、植樹方法、管理

方法についての情報が不足している。現在も同事業において緩衝林帯の整備が進められていることから、既整備地点で調査を実施し、これらの情報を整理して事業に反映することで適正な林帯の整備や管理が可能となる。

土壌については、排水路沿いの草地に整備された緩衝林帯の調査事例はみあたらない。植樹に関する資料は林業や緑化の分野から多く発信されている¹¹⁾¹²⁾。しかし、北海道東部酪農地域の排水路沿いは泥炭土が広く分布しており、これに加え、草地は大型農業機械により土壌が踏圧されているため、これらの一般的な植樹の資料が対象としている植樹場所より生育環境が悪いと考えられる。さらに、当該事業により植樹された樹木は商業利用されることはないので、樹木が十分に生長するまで手間をかけた管理を行うことは困難であることが予想される。このような環境下での植樹後の生育調査は北海道根室振興局の事例¹³⁾があるが、土壌環境等の生育環境と樹木の生育について総合的に考察した事例はない。

本稿では、国営環境保全型かんがい排水事業で整備された緩衝林帯において土壌の物理環境、樹木の生育状況を調査し、排水路沿いの草地での植樹に適切な樹種や適切な土壌環境・周辺環境について検討した。

4.2 方法

国営環境保全型かんがい排水事業「B地区」と「C地区」で2001～2008年に整備された緩衝林帯において、土壌調査と樹木の生育調査を実施した(表-6)。当地区では、2種類の方法で樹木が植栽されている。1つは一般的な植樹方法で、苗木を一定間隔で植樹する方法(以下、ポット苗と記す)である。もう1つは、表面の植生を除去し、表土を10cm耕起した上に砂利(調査区5は試験的にウッドチップやホタテの貝殻も使用)を5cm程度マルチングした直径3mのサークル内に数種類の樹木の苗を植

表-6 調査内容諸元

調査区	植栽方法	施工年	生育調査実施年				土壌調査				周辺環境		
							浸入能		土壌断面				
			第1回	第2回	第3回	第4回	緩衝林帯	隣接草地	緩衝林帯	隣接草地	防風柵	道路	民家
調査区1	ポット苗	2001	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	-	-	-
調査区2	ポット苗	2002	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	○	○	-
調査区3	ポット苗	2003	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	○	-	○
調査区4	ポット苗	2004	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	○	-	○
調査区5	混播法	2004	2008	2010	2012	2015	-	-	-	-	○	-	-
調査区6	ポット苗	2005	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	○	○	○
調査区7	混播法	2006	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	○	-	-
調査区8	混播法	2006	2008	2010	2012	2015	○	○	○	-	○	-	-
調査区9	混播法	2007	2008	2010	2012	2015	○	○	○	○	-	-	-
調査区10	ポット苗	2008	2009	2010	2012	-	○	○	○	○	-	-	-

土壌調査 ○：実施、-：未実施、周辺環境 ○：有り、-：無し
民家と道路の有無は、民家または一般車両が通行する道路が、調査区に隣接しているかどうかで判断した。

える生態学的混播・混植法（以下、混播法と記す）である。当地区の中から、整備後の年数経過や植栽方法等が生育状況に与える影響を明らかにするため、ポット苗6地点と混播法4地点を調査地点として選定した。

樹木の生育調査は、経年変化を追跡するために1回目調査を2008年（調査区10のみ2009年）、2回目調査を2010年、3回目調査を2012年、4回目調査を2015年に実施した。調査区10は、調査範囲が乱されてしまったため4回目調査は行わなかった。現地調査は、出来高図を基に1地点当たり100本を選定し、樹種判定、生死判定、生育状態確認、樹高測定、獣害の確認等を行った。獣害についてはエゾシカによると判断されるシカ型と、ネズミやウサギ等によると判断されるネズミ型に分類した。シカ型は枝折れ、枝頂部の食痕、樹皮の食痕、角こすり痕などから判断した。ネズミ型は地面付近の樹皮や枝頂部の食痕などから判断した。なお、枯死後の年数経過が進んだものは消失したものが多かったため、生死判定以外の調査は生存樹木を対象に行った。4回目調査では獣害調査は実施しなかった。植栽時の樹高について詳細な資料は無いが、整備時の資料や写真をみると、ポット苗で50～100cm、混播法で50cm未満と考えられる。

土壌調査は、現地にて浸入能調査と土壌断面調査を実施した。浸入能調査は緩衝林帯9地点と隣接する草地9地点でシリンダー法にて実施し、ベーシックインテークレートを求めた。実施時期は1回目の生育調査と同時期である。浸入能調査地点では、深さ50cm程度までの土壌断面調査を実施し、土壌断面の観察、土壌硬度の測定（山中式土壌硬度計）、不攪乱試料と攪乱試料の採取を行った。採取した試料は室内にて土粒子の密度試験（JIS A 1202）、飽和透水試験（変水位法）、保水性試験（JGS 0151）、土の含水比試験（JIS A 1203）に供した。土壌断面調査は2008年から2010年にかけて順次実施した。なお、調査区8は、事前に土壌のpHが低いとの情報を得ていたため、本調査区および比較対象のための数地区についてpH（H₂O）の分析も行った。

4.3 調査区の土壌環境

緩衝林帯での水質浄化の大部分は植物吸収や土壌細菌による作用（脱窒等）、土壌での濾過や吸着等によって行われるとされている¹⁴⁾。そのため、緩衝林帯で水質浄化機能が発現するには、草地からの流出水が緩衝林帯土壌に浸入・浸透することが重要となる。なお、浸入と浸透はともに土壌の透水性を表す用語であるが、浸入（infiltration）は地表面から土中に水が入る過程を、浸透（percolation）は土中を水が移動する過程を指す¹⁵⁾。

土壌の浸入能調査結果として各調査区のベーシックインテークレートを示す（図-22）。緩衝林帯は草地より大きな値を示す箇所が多く、平均値は緩衝林帯で143mm/h、草地で9mm/hであった。草地は、造成後または草地更新後に長期間耕起せずに利用されるため、大型耕作機械による踏圧で締め固められて浸入能が低下したと考えられる。緩衝林帯も草地利用されていた時点では、草地と同程度の浸入能であったと推定されるが、緩衝林帯として整備されて大型耕作機械による踏圧が無くなったことで浸入能が回復したものと考えられる。浸入能の低い草地では降雨時には雨水が土壌に浸入せずに表面流出が発生しやすい。このとき、草地表面の肥料成分等を混濁して排水路に流出するため下流域の水質に影響を与える。つまり、整備された緩衝林帯の浸入能が高いということは、草地からの表面流出水は排水路に流入する前に緩衝林帯の土壌に浸入し、ここで水質浄化される状況にあると考えられる。

土壌断面調査では、緩衝林帯の土壌は調査区8（黒ボク土）以外すべての調査区で泥炭土と分類された。土壌の物理性については、樹木の生育や土壌中の水移動に関連する項目として、各調査区における表層第1層目（およそ地表面から0～20cmの範囲）の土壌硬度、孔隙量（ $pF < 1.8$ ）、飽和透水係数を図-23に示す。

土壌硬度の平均値は緩衝林帯で13mm、草地で17mm（5%水準で有意差有り）となっていた（図-23(a)）。土壌硬度は土の緻密さの指標で、値が大きいくほど堅密であることを示し、樹木の根の伸張への影響が分かる指標である。緩衝林帯の数値が小さいということは、草地では大型耕作機械による締固めで堅密となっていたが、草地利用を止めることで、表層土壌が膨軟になったと考えられる。樹木の生育環境への影響として、本地区と類似した樹種を植樹している道路緑化の資料を参考にすると¹²⁾、緩衝林帯の数値は問題ないが、草地では調査区1、2や図で示していない2層目、3層目で根系の発達に影響のある

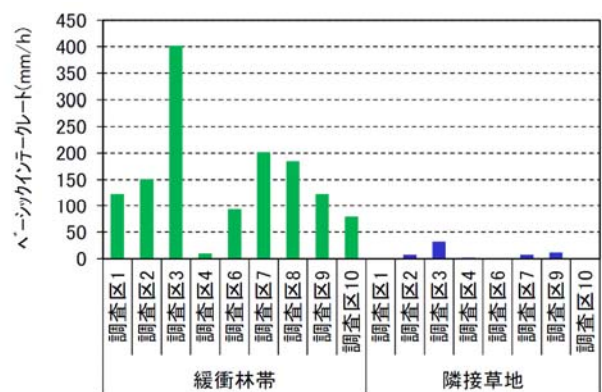


図-22 土壌の浸入能

可能性がある20mm以上を示す場合もあった。

孔隙量 (pF<1.8) の平均値は緩衝林帯で11%、草地で8% (5%水準で有意差有り) と差がみられた (図-23 (b))。孔隙量 (pF<1.8) は、重力水 (土中を重力によって速やかに移動する土中水) が移動する粗大孔隙の割合で、大型耕作機械の踏圧で減少すると考えられる。孔隙量 (pF<1.8) の適正值について、林地に関する資料がないので、果樹園に関する資料として「北海道施肥ガイド」¹⁶⁾の基準を参考にすると、pF<1.5の孔隙量として15~25% (pF<1.8の孔隙量よりも数ポイント小さい値と想定される) が適切であるとしていた。すなわち、緩衝林帯でも粗孔隙量は不足していることから、降雨後の排水性に劣り、樹木の生育を阻害している状況にあると予想される。

飽和透水係数の平均値は緩衝林帯で 8.9×10^{-4} cm/s、草地で 3.8×10^{-4} cm/s (5%水準で有意差無し) であった (図-23 (c))。飽和透水係数は、先述した土壌の透水性のうち土中の浸透性を表し、草地では大型耕作機械の踏圧による孔隙量 (pF<1.8) の減少で低下したと考えられるが、両者に大きな差があるとはいえない。「北海道施肥ガイド」¹⁶⁾の果樹園の基準を参考にすると、ともに 10^{-4} cm/s オーダーと基準内であり、透水性については樹木の生育の観点からは問題無いと考えられる。

最後に、pH(H₂O) の測定結果を示す (表-7)。調査前の予想どおり調査区8は値が低く、強酸性と判断されることから、樹木の生長に影響が出ていることが予想される。

4. 4 樹木の生育状況

4.4.1 樹種ごとの生存率

樹木の生育状況として3回目調査の生存率を樹種別に整理した (図-24)。全樹種平均は51%だが、樹種によって生存率は大きく異なっていることが分かる。植栽本数が30本以上の樹種に絞ってみると、生存率が全体平均より高い樹種は、ノリウツギ、ホザキシモツケ、ヤチダモ、ハルニレ、ニシキギだが、いずれも獣害率は高かった。このなかでノリウツギ、ホザキシモツケ、ニシキギは落葉低木で、地面付近から複数の幹が伸びているため、獣害を受けても木全体は枯死しにくいと考えられる。ヤチダモは成長が早いので、獣害が軽微であれば数年で獣害を受けない樹高に達し、ハルニレは獣害の耐性が高いとされている¹⁷⁾。

生存率が特に低い樹種はミズナラとカツラである。いずれもエゾシカの嗜好性が高いとされている樹種であり¹⁷⁾、ミズナラは本調査でもシカ型の獣害率が高くなっていった。カツラは3回目調査ではシカ型獣害が少なかった

表-7 土壌のpH(H₂O) (全層平均)

pH(H ₂ O)	
調査区1	5.2
調査区3	6.0
調査区6	5.7
調査区8	3.9
調査区9	5.4

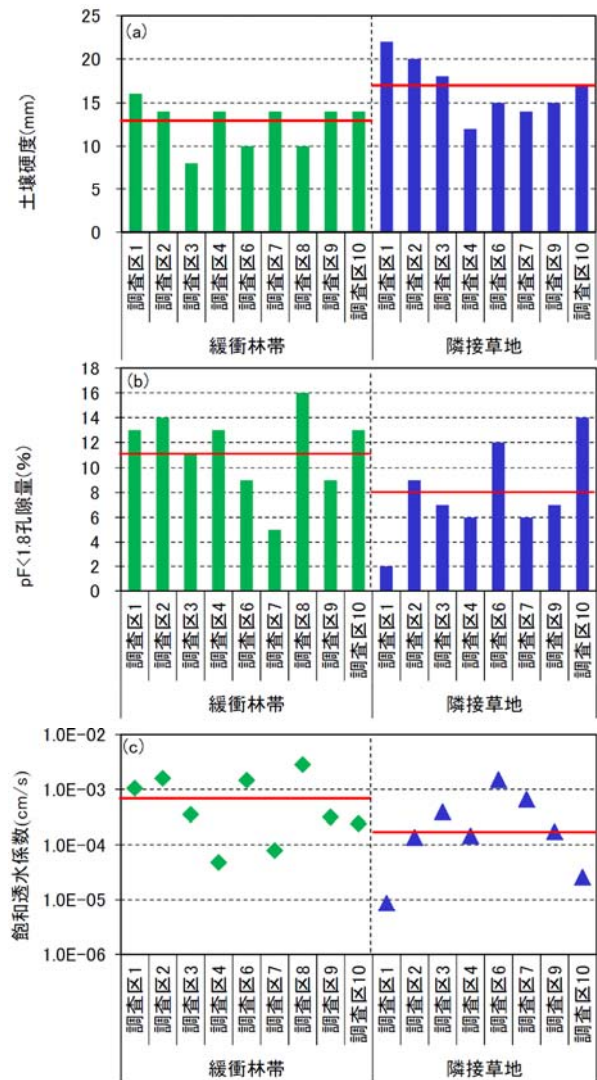


図-23 表層第1層の土壌物理性 (赤線は平均値のライン)

が、調査区データを詳細にみると、2回目調査でシカ型の獣害を受けていた6個体が3回目調査では消失していたことから獣害は少なくはないと判断される。カツラについては、当地域は北海道立林業試験場 (現北海道立総合研究機構林業試験場) の報告¹⁸⁾でも植栽の要注意地と分類されていたことから、植栽は避けた方が良いと考えられる。

植栽本数の少ない樹種では、アキグミ、アオダモ、イ

ヌエンジュ、ミズキの生存率が低くなっていた。アオダモとイヌエンジュは2箇所の調査区で植栽されていて、片方の調査区で全滅していた。これを除くと、生存率はそれぞれ60%、71%と平均以上であった。

4.4.2 調査区ごとの生存率

図-24と同じデータを調査区別に整理した(図-25)。調査地により18~78%とバラツキは大きかった。調査区9は、整備からの経過年数は少ないにも関わらず生存率が低かった。逆に、調査区2や調査区6の林内では、ド

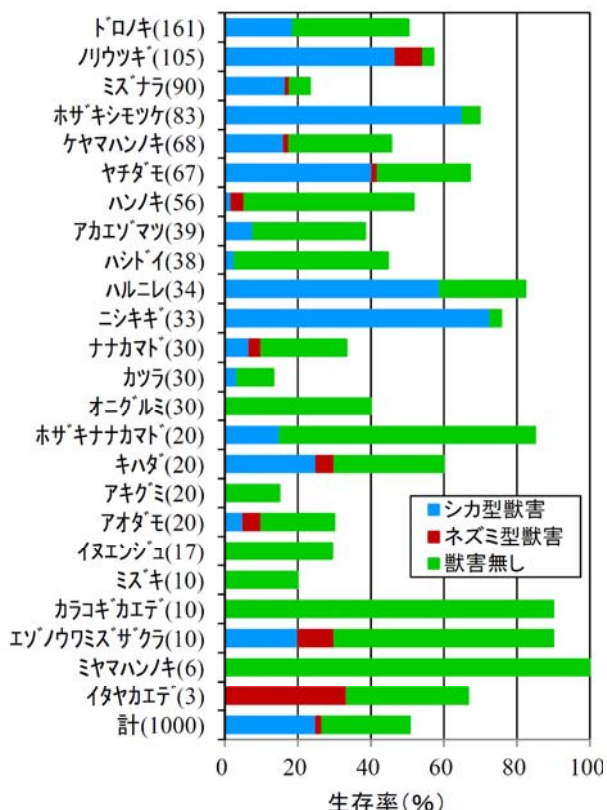


図-24 樹種別の生存率 (3回目調査)
(樹種名の後の数字は植栽本数)

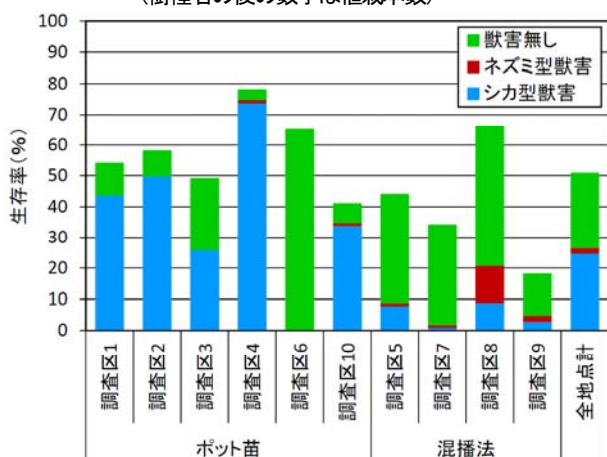


図-25 調査区ごとの生存率 (3回目調査)

ロノキが10m以上に成長し、隣り合う他の樹木の枝と触れ合う程度が相当進行していることから、良好な生育のために間伐が必要と判断される。調査区4は、先述した生存率の高い樹種であるノリウツギ、ホザキシモツケ、ニシキギの3種のみが植栽されているため生存率が最も高くなった。

次に、4回の調査における生存率の推移を調査区ごとに示す(図-26)。調査区9、10は他の調査区と比較して生存率が大きく低下していた。ここで、表-6の周辺環境をみると、両地区とも防風柵が設置されておらず、道路や民家も隣接していない。すなわち、寒風害やシカによる獣害を受けやすい環境にあると考えられ、これが生存率の大幅な低下の一要因と考えられる。逆に、生存率の低下が比較的小さいのは、調査区1、2、3、6であった。整備年の古い調査区1、2、3については、樹木が十分に成長し枯死しにくくなっているものと思われる。調査区6については、シカが侵入しにくい環境であり(表-6)、獣害の無いことが(図-24)主要因と考えられる。

植栽方法による違いをみると(図-25)、ポット苗の平均が58%、混播法が48%とポット苗の方が生存率が高いという結果だった。混播法の調査区5、7、9については、1回目調査の時点でポット苗に比べて生存率が低く、2回目と3回目調査における生存率の低下状況はポット苗と同程度であったことから、活着の不良や樹高が高くなる前に、周辺の牧草に阻害されるなど、生育初期の段階での枯死が多かったと予想される。調査区8は、隣接する排水路の路線振り替えにより、元々排水路だった箇所に土を入れて植栽されている。そのため、土壌物理性が良く(図-23)、かつ牧草が生えていないという条件で

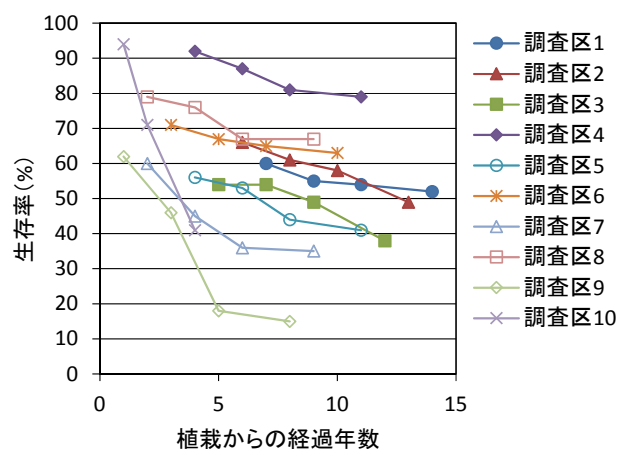


図-26 調査区ごとの生存率の推移

あるため、高い生存率になったと考えられる。

4.4.3 樹高の推移からみた適切な生育環境と樹種

4箇所以上の調査区で植栽されている樹種を対象に、調査区ごとに樹高の推移と3回目調査時点の生存・枯死の個体数を示す(図-27)。この図をみると、順調に生育した場合の成長範囲やその樹種に適した調査区がおおよそ分かる。すなわち、図中のプロットが順調に生育した場合の成長範囲に位置し、かつ生存個体数が多い調査区は生育適地となり、逆に、この範囲から外れた位置にプロットされている、または生存個体数が少ない調査区は生育不適地となる。このような観点から、生育不適地を①生存率が低く(50%未満と定義)生育も不良(例:調査区9のヤチダモ)、②生存率が高いが生育不良(例:調査区1のハルニレ)、③生存率は低いが生育個体の生育は良好(例:調査区7のノリウツギ)の3パターンに分類し、生存率と生育状況が“良好”を加えて樹種ごとに調査区の生育環境を評価した(表-8)。これにより前節で生存率の低下が大きいことを指摘した調査区9、10に加え、調査区1、8でも生育環境の悪いことが明らかとなった。調査区1は、生存率の低い樹種が多いだけでなく、生存しているも生育不良の樹種が多かった。調査区8は、生存率が高いものの、他の調査区に比べて成長不良の樹種が多かった。調査区1は、調査区9、10と同様に防風

柵が無いことから、寒風害や獣害を受けやすいことが考えられる。また、緩衝林帯の土壌に問題は無かったが、隣接草地の土壌は堅く排水不良が疑われる透水性だったことから、緩衝林帯側でも部分的に水が溜まりやすい状況にあることが予想される。よって、これらを解消するには、排水溝や獣害対策を兼ねた防風柵の設置が有効と考えられる。調査区8の成長不良要因は表-8に示したように強酸性土壌と考えられ、アルカリ資材による中和が必要と考えられる。調査区8のように土壌を現況から大幅に改変した場合は、植樹前に土壌条件を調査し、問題があれば事前に対処することが望ましい。

樹種についてみると、ミズナラはすべての調査区で生育不良となっており、4.4.1で獣害の多さを指摘したが、獣害の全くない調査区6でも生存率が低いことから、土壌条件や水分条件が影響していると予想される。よって、植樹する樹種として避けるか、土壌条件や排水条件を改善した上での植樹が必要と考えられる。アカエゾマツは植樹される樹木として一般的であるが、他の樹種の生育が良好な調査区2、6でも生育不良であることから、植樹する樹種として避けた方が良いと判断される。ノリウツギも生育不良の調査区が多いが、獣害に強く、湿地に適していることから¹⁹⁾、問題は無いと考えられる。これら以外の樹種については、北海道東部酪農地域で排水路

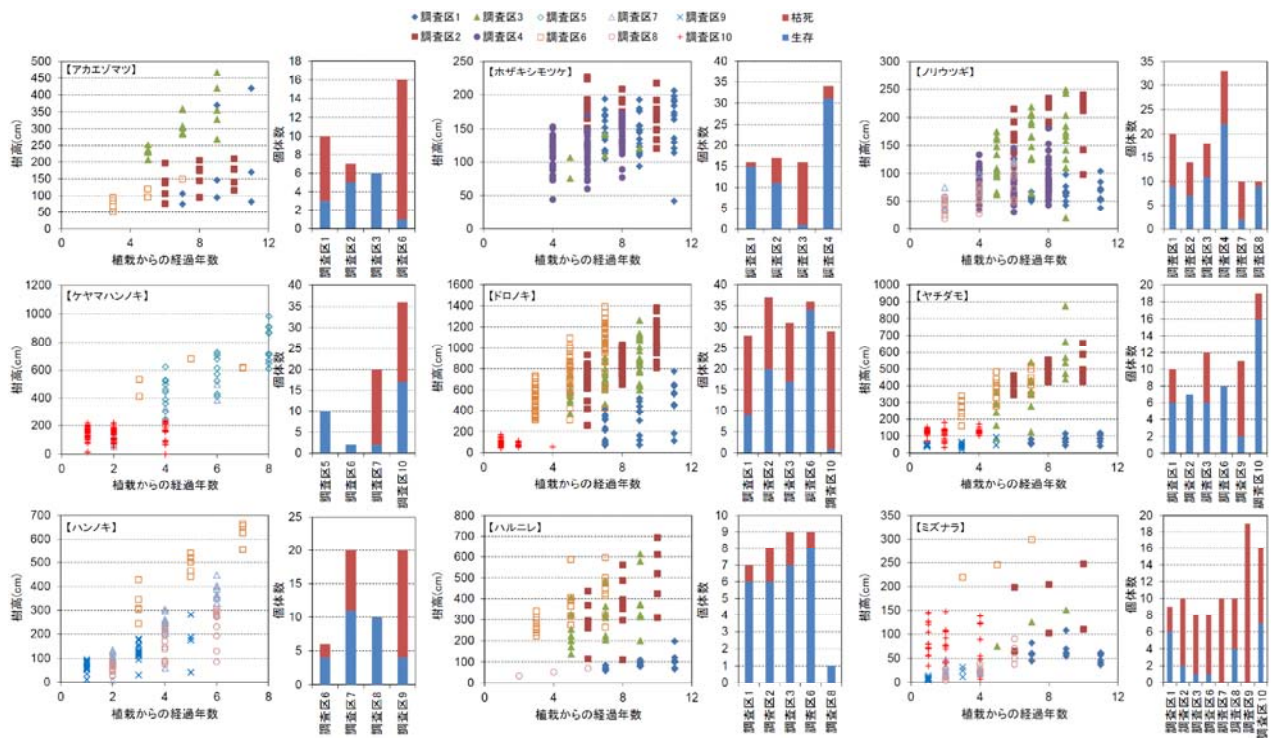


図-27 調査区ごとの樹高の推移と生存本数
(4箇所以上の調査区で植栽されている樹種のみ)

表-8 代表的な樹種を対象とした調査区ごとの生育環境一覧

	調査区1	調査区2	調査区3	調査区4	調査区5	調査区6	調査区7	調査区8	調査区9	調査区10
アカエゾマツ	①	②	良好	—	—	①	—	—	—	—
ケヤマハンノキ	—	—	—	—	良好	良好	③	—	—	①
ハンノキ	—	—	—	—	—	良好	良好	②	①	—
ホザキシモツケ	良好	良好	③	良好	—	—	—	—	—	—
ドロノキ	①	良好	良好	—	—	良好	—	—	—	①
ハルニレ	②	良好	良好	—	—	良好	—	②	—	—
ノリウツギ	①	良好	良好	②	—	—	③	②	—	—
ヤチダモ	②	良好	良好	—	—	良好	—	—	①	②
ミズナラ	②	③	③	—	—	③	①	①	①	①
総合判定	不可	優	優	—	—	優	可	不可	不可	不可

①: 生存率が低く生育不良、②: 生存率が高いが生育不良、③: 生存率は低いが生存個体の生育良好。

総合判定は3種類以上の樹種がある場合に記載。良好が3つ以上で優、良好が0は不可、これ以外は内容から判断した。

沿いの草地に植樹する樹木として適していると考えられる。

4.5 小括

国営環境保全型かんがい排水事業において整備された緩衝林帯について、土壌環境や樹木の生育状況を評価した。樹木の生存率、獣害の状況などを樹種、土壌環境、緩衝林帯の周辺環境等と関連付けることにより生育阻害要因を検討し、草地利用されていた排水路沿いに植樹するのに適切な樹種や適切な土壌環境・周辺環境を明らかにした。

5. 計画設計技術と維持管理の高度化にむけて

5.1 水質浄化池

5.1.1 水質浄化池の効果予測

本報告の3.4節にて、水質浄化池の設計・効果予測には水質浄化用人工湿地の設計式が利用可能であることを示した。以下に、人工湿地の硝酸態窒素除去に関する設計式を再掲する。

$$C_{out} / C_{in} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (1)$$

$$K_T = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

C_{in} : 流入濃度

C_{out} : 流出濃度

K_T : $T^\circ\text{C}$ の時の温度依存一次反応速度 [d^{-1}]

K_{20} : 20°C の時の温度依存一次反応速度 [d^{-1}]

t : 水理学的滞留時間 [d]

θ : 脱窒温度係数

この関係式で効果予測をするということは、 K_{20} と θ を決定することである。一方、3.3節では、水質浄化池の浄化機能に関わる項目は多岐にわたり、すべての施設において、整備前に浄化機能に関わる項目を把握することは困難であると記した。 K_{20} と θ についても同様で、これらの係数を施設ごとに設定することは難しい。よって、幾つかの条件（土壌条件や水文条件など）に分類した上

で、それぞれについて図-21のようなグラフを作成し K_{20} と θ を設定するという作業が必要となる。今後はこのような視点でデータ蓄積を行わなければならない。

5.1.2 水質浄化池の維持管理

表-3で示した水質浄化池B-1における洪水時の除去率の推移について、堆積土砂量の推移と併せて図-28に示す。各水質成分とも2015年の土砂除去後は、除去率が上昇している。これは、2.2.3で記したように、土砂の除去により土粒子の沈降機能が回復したためである。とくにリンは粘土粒子に吸着して流入し、沈降作用により除去されるため、除去率の上昇が顕著であった。堆積土砂量のグラフからは分からないが、2011年の調査開始時には池の水面の半分以上が土砂に埋もれている状態であり（写真-1）、この時点で、すでに粘土等の細粒土砂の沈降作用は失われていた可能性がある。そのため、リンの除

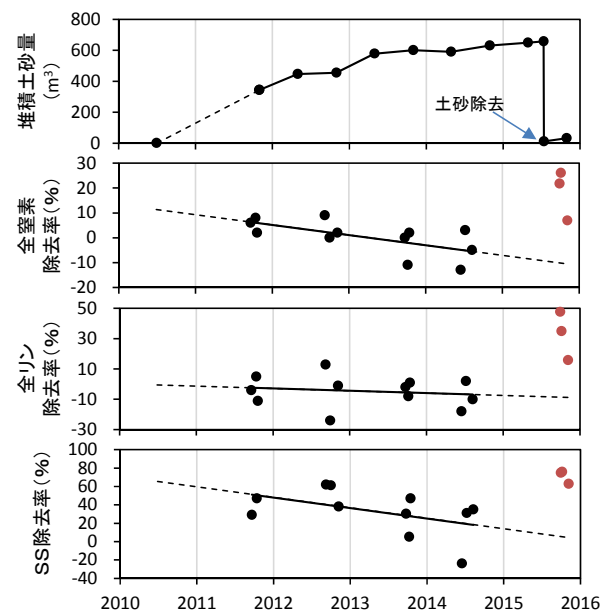


図-28 土砂堆積状況と洪水時の全窒素、全リン、SS 除去率の推移



写真-1 水質浄化池B-1の観測開始時点での土砂堆積状況 (2011年6月撮影)

去率は2011年の調査開始時点で低くなっていた。一方、窒素はリンと異なり懸濁態の沈降作用以外でも除去されるので、2011年の調査開始時点で除去機能が残っていたと考えられる。いずれにせよ、洪水時の水質成分の浄化作用は土砂成分の沈降作用に依るところが大きいと考えられることから、土砂の堆積状況をみながら土砂除去のタイミングを計る必要がある。どの項目を閾値とするか、どのタイミングとするかは、今回のようなデータから初めて分かることであり、本来、施設ごとにデータの蓄積が必要となる。しかし、整備したすべての施設で調査を実施するのは困難であると思われるので、実際の対応策としては、可能な限り多くの施設で調査を実施したうえで、平均的な数値を探ることになるであろう。

5. 2 河畔緩衝林帯の整備と維持管理

4章にて、草地利用されていた排水路沿いに河畔緩衝林帯を整備した場合の生育不良の型を3通り示した。①生存率が低く生長が遅い、②生存率が高いが生長が遅い、③生存率は低いが生長個体の生長は早い、である。樹木の生存や伸長に関わる要因には、気象、土壌、栄養、水分、地形、他種・同種との競争、獣害、病虫害、樹種、植栽方法などが考えられる(相互に関連している項目もある)。すなわち、生育不良の調査区では、これら要因が不適切な状態にあったと考えられる。そこで、これらを改善するために、環境保全型かんがい排水事業や事業完了後の管理者である役場等に対応可能な項目として、一部前章でも触れたが、以下に整理する。

(a) 植栽方法、土壌条件の改善

今回調査対象とした樹木のうち、地域的に植樹に不適な樹種はほとんどなかった。一方、環境適応力の高い樹種にも関わらず、植栽直後から数年間の生育初期に生存

率が著しく低下した調査区があったことから(図-27)、土壌条件や植栽時期が不適切であった可能性がある。

土壌条件は、草地利用されていたことで堅密であり、排水路沿いということで過湿な状態であることが多い。そこで、根の伸長のために堅密土壌を臍軟にするとともに、排水性を改良するために、植栽前の耕耘が有効と考えられる。植栽方法については、当然のことながら、植樹時期の適正化が求められる。

(b) 管理方法

生育初期における大幅な生存率低下は、元々の植生である牧草の生育に負けて枯死したことも一要因と考えられる。これを防ぐためには、生育初期に下草刈りを行うことが有効である。また、ドロノキ等の生育の早い樹種が生長の遅いアカエゾマツ等の生長阻害となっていた調査区がみられたことから、除伐等の密度管理も生長促進に有効と考えられる。

(c) 獣害対策

対象とした調査区の大部分で、シカによる獣害を受けていた。これを防ぐには、シカが侵入しないように林帯を囲むように柵を設置する必要がある。

6. まとめ

本課題では、既整備の水質対策工(緩衝林帯・水質浄化池)の機能モニタリングと評価を継続して実施し、長期的な視点に立った機能評価を行い、平成27年度までに以下の成果を得た。

(1) 水質浄化池では、流入・流出部の水質調査により浄化機能を評価した。土砂の堆積は徐々に進行しているが、現時点では大部分の施設で浄化機能に大きな変化の無いことを平水時の調査により確認した。また、降雨時の機能評価では、土砂除去の実施された施設において除去率の大幅な上昇が確認されたことから、機能の維持には定期的な管理作業が不可欠であることが示唆された。

(2) 水質浄化池の除去率と周辺土壌や周辺地下水水質、水温との関係について検討した。水質浄化池の効果予測には、水質浄化用人工湿地の設計式が利用可能である。しかし、自然の中に設置される水質浄化池はデータのバラツキが大きく、この設計式を利用するには、さらなるデータの蓄積が必要であることが示唆された。

(3) 緩衝林帯では、樹木の生育状況調査を行い、植栽後の生存率や樹高の推移、獣害状況を把握した。これらと土壌の理化学性や周辺条件を比較することで、樹木の生育阻害要因を明らかにした。この結果から、北海道東部の酪農地域において排水路沿いに緩衝林帯を整備すると

きの適正な植栽方法や土壌環境、望ましい周辺条件や管理方法を示した。

参考文献

- 1) 中村和正、山本潤、横濱充宏、矢部浩規、渡辺光弘、中山博敬、林田寿文、佐藤仁、大久保天、鶴木啓二、古檜山雅之、加藤道生、稲垣達弘、矢野雅昭、牧野昌史、斉藤勉、幸田勝、西山章彦、川合正幸：大規模農地から河川への環境負荷流出抑制技術の開発、平成 22 年度 重点プロジェクト研究報告書、土木研究所、2010
- 2) 本橋敬之助：水質浄化マニュアル、海文堂、2001
- 3) 河川環境管理財団：植生浄化施設計画の技術資料[2007 年版]、(財)河川環境管理財団、p. II-19、2007
- 4) 金田敏和、斎藤大作、小柳和彰：浄化型排水路の機能調査について(第 3 報)、第 49 回北海道開発局技術研究発表会、2006
- 5) 町田美佳：浄化型排水路の水質浄化機能について、農業土木北海道 29、pp. 41-44、2006
- 6) 羽生哲也、相澤俊也、町田美佳：別海地区における浄化型排水路の水質浄化機能、水土の知、76(6)、pp. 34-35、2008
- 7) 北海道農業試験場編：北海道土壌図 農牧地および農牧適地、1985、北農会
- 8) 谷昌幸、近藤錬三、筒木潔：泥炭地水中の溶存有機物と溶存鉄との相互作用、日本土壌肥科学会誌、72(3)、pp. 348-355、2001
- 9) 沢野伸浩ら訳：下水処理のためのナチュラルシステム、中技術士事務所、p. 216、1997
- 10) 石崎勝義・楠田哲也監訳：自然システムを利用した水質浄化、技報堂出版、173-286、2001
- 11) 北海道立林業試験場：広葉樹林育成マニュアル、北海道林業改良普及協会、2000
- 12) (独) 土木研究所寒地土木研究所地域景観ユニット：北海道の道路緑化に関する技術資料(案)、(独) 土木研究所寒地土木研究所、pp. 3-5、2011
- 13) 根室振興局森林室：平成 22 年度河畔林造成試験林(第 2 回報告)、北海道根室振興局、2011
- 14) Seth Wenger : A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation, Office of Public Service & Outreach Institute of Ecology University of Georgia, 1999
- 15) 土壌物理学会編：土壌物理用語辞典、養賢堂、p. 58、2002
- 16) 北海道農政部：北海道施肥ガイド、北海道、p. 106、2002
- 17) 北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場森林資源保護グループ：地域特性に応じた獣害対策の手引き、北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場、p. 10、2011
- 18) 佐藤孝夫：北海道における緑化樹の地域適応性、北海道林業試験場報告、第 41 号、pp. 33-34、2004
- 19) 鮫島惇一郎・辻井達一：北海道の樹、北海道大学図書刊行会、p. 58、1979

A STUDY ON THE MAINTENANCE OF LONG-TERM FUNCTIONALITY IN WATER POLLUTION CONTROL FACILITIES

Budget : Grants for operating expenses General account

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Irrigation and Drainage Facilities Research Team and Director
for Cold-Region Technology_Development_Coordination

Author : NAKAMURA Kazumasa, UNOKI Keiji, TAKASUKA Toshiyuki,
SAKAI Miki, YOSHIZAWA Jyun and OOTA Hideharu

Abstract : In large dairy farming areas in eastern Hokkaido, water pollution control facilities have been developed that harness the power of nature. Nevertheless, the long-term effectiveness of these facilities has not been fully clarified. In this study, we are conducting routine monitoring of existing water pollution control facilities (forest buffer zones and water purification ponds) towards long-term evaluation of changes in their effectiveness. We also present a planning and design technique and a maintenance method that consider the long-term sustainability of these water quality control facilities. As of FY 2015, the following results were obtained:

(1) We evaluated the degree to which water purification ponds fulfilled their water purification function by surveying the quality of the inflowing and outflowing water. The ponds have gradually been silting up; however, by surveying the water quality during a normal water stage, we confirmed that currently little change is observed in the degree to which the purification function is fulfilled. Evaluation of water purification function during rainfall suggested that, for maintenance of the water purification function of the ponds, regular maintenance is indispensable, because a great increase in pollutant removal rate was observed at the facility where sediment removal had been done.

2) We investigated the water purification mechanism of the water purification ponds by clarifying the relationship between the pollutant removal rate of the ponds and the properties of soil around the ponds, the quality of the groundwater, and the temperature of inflowing water. For prediction of the effectiveness of a water purification pond, the design formula for an artificial water purification swamp can be used; however, it is necessary to further accumulate data, because the currently available data on water purification ponds that are installed in natural settings have great dispersion.

3) A tree growth survey was done in forest buffer zones and the survival rate of planted trees, the transition in tree heights, and animal damage were clarified. The factors in tree growth inhibition were clarified by comparing the results of the survey to other surrounding conditions including the physicochemical properties of the soil. The results showed what tree planting method is appropriate, what soil environment is suitable for tree growth and what conditions of the surrounding area are desirable when forest buffer zones are established along drainage canals in dairy farming areas of eastern Hokkaido.

Key words : water purification pond, forest buffer zone, operation and maintenance